Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Rapport de l'expertise scientifique collective

Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez, Marcel Amichot, Joan Artigas, Stéphanie Aviron, Carole Barthélémy, Rémy Beaudouin, Carole Bedos, Annette Bérard, et al.

▶ **To cite this version:**

Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez, Marcel Amichot, Joan Artigas, et al.. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques. Rapport de l'expertise scientifique collective. [Rapport de recherche] INRAE; IFREMER. 2022, 1408 p. hal-03777257

HAL Id: hal-03777257
https://hal.inrae.fr/hal-03777257

Submitted on 14 Sep 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

INRAE

Ifremer

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Rapport de l'expertise scientifique collective - Septembre 2022

Illustration de couverture : © Lucile Wargniez 2022 - lucilew.com

Septembre 2022

Droits réservés INRAE s'engage à retirer l'image donnant lieu à contestations en cas de demande.

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Rapport de l'expertise scientifique collective

Erratum
Liste des modifications apportées post-publication
Octobre 2022

Page 444 : remplacement « Par exemple, l'atrazine est susceptible de favoriser la prolifération de la diatomée toxique *Chatonella subsalsa* (Flood et Burkholder, 2018). » par « Par exemple, l'atrazine est susceptible de favoriser la prolifération de la raphidophyceae toxique *Chattonella subsalsa* (Flood et Burkholder, 2018) ».

Page 468 : remplacement « prolifération de la diatomée toxique *Chattonella subsalsa* induite par l'atrazine (Flood et Burkholder, 2018) » par « prolifération de la raphidophyceae toxique *Chattonella subsalsa* induite par l'atrazine (Flood et Burkholder, 2018) ».

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques

Rapport de l'expertise scientifique collective

Laure Mamy (coord.), Stéphane Pesce (coord.), Wilfried Sanchez (coord.), Marcel Amichot, Joan Artigas, Stéphanie Aviron, Carole Barthélémy, Rémy Beaudouin, Carole Bedos, Annette Bérard, Philippe Berny, Cédric Bertrand, Colette Bertrand, Stéphane Betoulle, Eve Bureau-Point, Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Bruno Chauvel, Michael Coeurdassier, Marie-France Corio-Costet, Marie-Agnès Coutellec, Olivier Crouzet, Isabelle Doussan, Jean-Paul Douzals, Juliette Faburé, Clémentine Fritsch, Nicola Gallai, Patrice Gonzalez, Véronique Gouy, Mickael Hedde, Alexandra Langlais, Fabrice Le Bellec, Christophe Leboulanger, Christelle Margoum, Fabrice Martin-Laurent, Rémi Mongruel, Soizic Morin, Christian Mougin, Dominique Munaron, Sylvie Nélieu, Céline Pelosi, Magali Rault, Nicolas Ris, Sergi Sabater, Sabine Stachowski-Haberkorn, Elliott Sucré, Marielle Thomas, Julien Tournebize, Anne-Laure Achard, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Estelle Delebarre, Floriane Larras, Sophie Leenhardt (coord.)

Septembre 2022

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Guy Richard, directeur

Responsables scientifiques :

Laure Mamy, directrice de recherche, INRAE, unité mixte de recherche ECOSYS (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Thiverval-Grignon, France

Stéphane Pesce, directeur de recherche, INRAE, unité de recherche RIVERLY (Recherche et développement pluridisciplinaires sur le fonctionnement des hydrosystèmes), Villeurbanne, France

Wilfried Sanchez, directeur scientifique adjoint, Ifremer, Direction Scientifique, Sète, France

Coordination du projet :

Sophie Leenhardt, INRAE, DEPE

Contacts : laure.mamy@inrae.fr ; stephane.pesce@inrae.fr ; wilfried.sanchez@ifremer.fr
sophie.leenhardt@inrae.fr

Le rapport d'expertise scientifique a été sollicité conjointement par le ministère de la Transition Ecologique, le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation et le ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche. Il a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires, INRAE ou l'Ifremer. Il n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Les documents relatifs à cette expertise sont disponibles sur les sites web d'INRAE (www.inrae.fr) et de l'Ifremer (www.ifremer.fr).

Pour citer ce document :

Laure Mamy (coord.), Stéphane Pesce (coord.), Wilfried Sanchez (coord.), Marcel Amichot, Joan Artigas, Stéphanie Aviron, Carole Barthélémy, Rémy Beaudouin, Carole Bedos, Annette Bérard, Philippe Berny, Cédric Bertrand, Colette Bertrand, Stéphane Betoulle, Eve Bureau-Point, Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Bruno Chauvel, Michael Coeurdassier, Marie-France Corio-Costet, Marie-Agnès Coutellec, Olivier Crouzet, Isabelle Doussan, Jean-Paul Douzals, Juliette Faburé, Clémentine Fritsch, Nicola Gallai, Patrice Gonzalez, Véronique Gouy, Mickael Hedde, Alexandra Langlais, Fabrice Le Bellec, Christophe Leboulanger, Christelle Margoum, Fabrice Martin-Laurent, Rémi Mongruel, Soizic Morin, Christian Mougin, Dominique Munaron, Sylvie Nélieu, Céline Pelosi, Magali Rault, Nicolas Ris, Sergi Sabater, Sabine Stachowski-Haberkorn, Elliott Sucré, Marielle Thomas, Julien Tournebize, Anne-Laure Achard, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec, Estelle Delebarre, Floriane Larras, Sophie Leenhardt (coord.) (2022). *Impacts des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques*. Rapport d'ESCo, INRAE - Ifremer (France), 1408 pages.

Document édité en Septembre 2022

Avant propos

Dans le cadre du Plan Ecophyto II+, qui organise les moyens mis en œuvre par le gouvernement français pour réduire les usages de produits phytopharmaceutiques, différents travaux d'expertise scientifique sont conduits de manière complémentaire. L'Inserm a présenté en juin 2021 les résultats d'une expertise collective dont il avait été saisi sur les effets des produits phytopharmaceutiques sur la santé humaine, intitulée *Pesticides et santé – Nouvelles données*. La présente expertise scientifique collective (ESCo) est quant à elle centrée sur les impacts de ces produits sur la biodiversité et les services écosystémiques. Une autre ESCo restituée à l'automne 2022 porte sur la gestion des couverts végétaux pour réguler les bioagresseurs des cultures.

Les ESCo ont pour objet d'établir un état des lieux et une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur des sujets aux dimensions multiples. Cette analyse est réalisée par un collège pluridisciplinaire d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur.

Commandée en mars 2020 par le ministère de la Transition Ecologique, le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation et le ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche, la présente expertise a été confiée à INRAE et à l'Ifremer. Elle actualise et complète les travaux antérieurs qui avaient été restitués en 2005 sur *Pesticides, agriculture et environnement*, et en 2008 sur *Agriculture et biodiversité*.

Les résultats sont publiés sur les sites internet d'INRAE et de l'Ifremer sous trois formats de documents disponibles en ligne. Le présent rapport comporte un rappel des éléments de contexte de l'expertise, la description de la méthode mise en œuvre et de l'ensemble de la bibliographie qui intègre plus de 4 000 références, les éléments de cadrage scientifique de l'ESCo, l'ensemble des analyses produites par les experts, ainsi que les conclusions générales qui en découlent. La synthèse rassemble les principaux constats établis dans le rapport d'ESCo, sans mobiliser l'intégralité du corpus bibliographique utilisé. Le résumé présente succinctement les principaux enseignements tirés de ces travaux. En outre, les résultats ont fait l'objet, le 5 mai 2022, d'un colloque public de restitution, dont les captations vidéos sont également disponibles en ligne.

Sommaire

Collectif de travail 6

Sigles et abréviations 10

Glossaire 13

Introduction générale 17

Partie I. Contexte, méthode et cadrage scientifique 25

Chapitre 1. Contexte et état des lieux initial 27

Chapitre 2. Méthode de travail et sources mobilisées 69

Chapitre 3. Cadrage scientifique et référentiels communs 87

Partie II. Synthèses thématiques 129

Chapitre 4. Contamination de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques 131

Chapitre 5. Pratiques et aménagements pour limiter les transferts de produits phytopharmaceutiques 297

Chapitre 6. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les producteurs primaires 413

Chapitre 7. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les microorganismes hétérotrophes des écosystèmes terrestres, aquatiques continentaux, et marins 497

Chapitre 8. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes terrestres 547

Chapitre 9. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes terrestres 623

Chapitre 10. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes aquatiques 721

Chapitre 11. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes aquatiques 771

Chapitre 12. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les réseaux trophiques 821

Chapitre 13. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques 871

Chapitre 14. Modélisation des effets des produits phytopharmaceutiques 937

Chapitre 15. Encadrement réglementaire de l'évaluation des risques et des impacts des produits phytopharmaceutiques 985

Chapitre 16. Spécificités du biocontrôle 1041

Chapitre 17. Spécificités dans les territoires ultra-marins 1129

Chapitre 18. Spécificités relatives aux jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI) 1137

Annexe de la partie II. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) 1187

Partie III. Conclusions générales 1197

Chapitre 19. Conclusions générales 1199

Focus sur quelques substances, modes d'action et impacts de produits phytopharmaceutiques 1313

Focus 1. Chlordécone 1315

Focus 2. Perturbateurs endocriniens 1319

Focus 3. Néonicotinoïdes 1327

Focus 4. Effets des PPP sur la pollinisation et les insectes pollinisateurs 1355

Focus 5. Glyphosate 1365

Focus 6. Fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI) 1387

Focus 7. Cuivre 1391

Collectif de travail

Pilotes scientifiques

Laure MAMY (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*[1], UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. *Pesticides, Devenir, Sol, Modélisation, Réglementation*

Stéphane PESCE (DR) : INRAE -AQUA*, UR **RIVERLY** (Recherche et développement pluridisciplinaires sur le fonctionnement des hydrosystèmes), Lyon. *Ecotoxicologie microbienne, Aquatique, Biodiversité, Fonctions écologiques, Bioindication fonctionnelle*

Wilfried SANCHEZ (Directeur scientifique adjoint) : IFREMER, Sète. *Ecotoxicologie aquatique, Poissons, Biomarqueurs, Ecosystèmes aquatiques continentaux et marins*

Experts scientifiques

Marcel AMICHOT (CR) : INRAE - SPE*, UMR **ISA** (Institut Sophia Agrobiotech), Sophia Antipolis. *Ecotoxicologie, Biocontrôle, Biopesticides, Pesticides*

Joan ARTIGAS (MCF) : Université Clermont Auvergne, UMR **LMGE** (Laboratoire Microorganismes : Génome et Environnement), Clermont-Ferrand. *Ecologie microbienne, Ecotoxicologie, Rivière, Décomposition, Changement global.*

Stéphanie AVIRON (CR) : INRAE - ACT*, UMR **BAGAP** (Biodiversité, AGroécologie et Aménagement du Paysage), Rennes. *Agroécologie, Biodiversité, Paysage, Systèmes agricoles, Insectes.*

Carole BARTHELEMY (MCF) : Aix-Marseille Université, UMR **LPED** (Laboratoire Population Environnement Développement), Marseille. *Sociologie, Interactions Nature/société, Interdisciplinarité, Natures en Ville, Gestion durable des ressources naturelles.*

Rémy BEAUDOUIN (IR) : INERIS, UMR **SEBIO** (Stress Environnement et BIOsurveillance des milieux aquatiques), Verneuil. *Ecotoxicologie, Modélisation toxicocinétique, Modélisation DEB – IBM, Poisson, Mésocosme (écosystème expérimental).*

Carole BEDOS (CR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. *Phyto, Atmosphère, Volatilisation, Mesure, Modélisation.*

Annette BERARD (ICPEF) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **EMMAH** (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes), Avignon. *Ecologie microbienne, Ecotoxicologie microbienne, Résistance, Résilience, Tolérance, Microalgues.*

Philippe BERNY (Pr) : Vetagro Sup, UMR **MTCX** (Mycotoxines et Toxicologie Comparée des Xénobiotiques), Lyon. *Vertébrés terrestres, Pesticides, Toxicovigilance, Raticides, Expertise règlementaire et évaluation du risque.*

Cédric BERTRAND (Pr) : Université de Perpignan (UPVD), UMR **CRIOBE** (Centre de Recherches Insulaires et observatoire de l'environnement), Perpignan. *Biocontrôle, Chimie de l'environnement, Métabolomique, Sol, Sédiment.*

Colette BERTRAND (CR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. *Ecotoxicologie, Hétérogénéité du paysage, Pesticides, Exposition, Invertébrés terrestres*

Stéphane BETOULLE (Pr) : Université de Reims Champagne-Ardenne, UMR **SEBIO** (Stress Environnement et BIOsurveillance des milieux aquatiques), Reims. *Immunotoxicologie de l'environnement, Biosurveillance passive et active de marqueurs immunophysiologiques chez le poisson.*

[1] * départements scientifiques INRAE : ACT : Sciences pour l'action, les transitions, les territoires ; AgroEcoSystem : Agroécosystèmes ; AQUA : Ecosystèmes aquatiques, ressources en eau et risques ; EcoSocio : Economie et sciences sociales ; SPE : Santé des plantes et environnement

Eve BUREAU-POINT (CR) : CNRS, UMR **CNE** (Centre Norbert Elias), Marseille. *Anthropologie, Politiques publiques, Pesticides au Cambodge, Vie sociale.*

Sandrine CHARLES (Pr) : Université Claude Bernard Lyon 1 (UCBL), UMR **LBBE** (Laboratoire Biométrie et Biologie Évolutive), Lyon. *Évaluation du risque quantitative, Modélisation mathématique, Statistiques, Théorie des systèmes dynamiques.*

Arnaud CHAUMOT (DR) : INRAE - AQUA*, UR **RIVERLY** - Ecotox (Laboratoire d'écotoxicologie), Lyon. *Ecotoxicologie, Effets populationnels, Milieux aquatiques, Biosurveillance active, Modélisation.*

Bruno CHAUVEL (CR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **Agroécologie** - ComPaRe (Communautés, Paysages, Réseaux trophiques), Dijon. *Mauvaise herbe, Système de culture, Résistance aux herbicides, Désherbage, Plante envahissante.*

Michaël COEURDASSIER (MCF) : Université de Franche-Comté, UMR Labo **Chrono-Environnement**, Besançon. *Rodenticide, Pesticide, Faune sauvage, Exposition, Effets.*

Marie-France CORIO-COSTET (DR) : INRAE - SPE*, UMR **SAVE** (Santé et Agroécologie du Vignoble), Bordeaux. *Pesticide, Résistance, Biocontrôle, Phytostimulation, Interaction trophique, Expertise règlementaire et évaluation du risque.*

Marie-Agnès COUTELLEC (CR) : INRAE - AQUA*, UMR **DECOD** (Dynamique et durabilité des écosystèmes : de la source à l'océan), Rennes. *Ecologie évolutive, Ecotoxicologie aquatique, Effets populationnels et multigénération, Marqueurs omiques, Systèmes de reproduction.*

Olivier CROUZET (CR) : OFB, Service **SantéAgri** (Santé de la faune et fonctionnement des écosystèmes agricoles), Auffargis. *Ecotoxicologie, Faune sauvage, Microorganismes, Pesticides, Sols.*

Isabelle DOUSSAN (DR) : INRAE - EcoSocio*, UMR **GREDEG** (Groupe de Recherche en Droit, Economie et Gestion), Sophia Antipolis. *Droit de l'environnement, droit économique, droit agricole.*

Juliette FABURE (MCF) : AgroParisTech, UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Paris. *Ecotoxicologie, Invertébrés, Biomarqueurs, Bioaccumulation, Echelles individuelle et cellulaire, Réseaux trophiques.*

Clémentine FRITSCH (CR) : CNRS, UMR Labo **Chrono-Environnement**, Besançon. *Ecotoxicologie, Ecotoxicologie du paysage, Multi-stress, Faune sauvage, Interactions trophiques et transferts de contaminants.*

Nicola GALLAI (MCF) : ENSFEA, UMR **LEREPS** (Laboratoire d'Etude et de Recherche sur l'Economie, les Politiques et les Systèmes Sociaux), Toulouse. *Economie de l'environnement, Economie agricole, Services écosystémiques.*

Patrice GONZALEZ (CR) : CNRS, UMR **EPOC** (Environnements et Paléoenvironnements Océaniques et Continentaux) - Arcachon. *Ecotoxicologie aquatique, Contaminants métalliques et organiques, Effets, Omiques, Epigénétique.*

Véronique GOUY-BOUSSADA (IDAE, DR) : INRAE - AQUA*, UR **RIVERLY** (Pollutions diffuses), Lyon. *Transferts des pesticides, Bassin Versant, Zones Tampons, Qualité de l'Eau.*

Mickael HEDDE (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **Eco&Sols**, Montpellier. *Sol, Biodiversité, Invertebrés, Communautés, Fonctionnement écosystèmes terrestres.*

Alexandra LANGLAIS (CR) : CNRS, UMR **IODE** (Institut de l'Ouest Droit et Europe), Rennes. *Droit de l'environnement, Lien droit/science, droit de la biodiversité, services écosystémiques, paiements pour services environnementaux.*

Fabrice LE BELLEC (DR) : CIRAD, UR **HORTSYS** (Fonctionnement agroécologique et performances des systèmes de culture horticoles), Montpellier. *Agronomie, Impacts des pratiques agricoles, Evaluation multicritère, Agrosystèmes tropicaux.*

Christophe LEBOULANGER (CR) : IRD, UMR **MARBEC** (MARine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Sète. *Ecotoxicologie / phytoplancton, Bioremédiation, Ecologie microbienne aquatique tropicale & méditerranéenne, PICT, producteurs primaires.*

Christelle MARGOUM (IR) : INRAE - AQUA*, UR **RIVERLY** - LAMA (Laboratoire de chimie des milieux aquatiques), Lyon. *Chimie analytique, Chimie environnementale, Micropolluants organiques, Echantillonnage, Hydrosystème, Devenir.*

Fabrice MARTIN-LAURENT (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **Agroécologie** - EMFEED – (Ecologie Microbienne Fonctionnelle pour la gestion des Intrants), Dijon. *Ecotoxicologie microbienne terrestre. Biocontrole.*

Rémi MONGRUEL (Cadre de recherche) : Ifremer, UMR **AMURE** (Centre de droit et d'économie de la mer), Brest. *Services écosystémiques marins, Evaluation économique, Comptabilité écologique, Coûts de maintien, Institutions.*

Soizic MORIN (DR) : INRAE - AQUA*, UR **EABX** (Ecosystèmes aquatiques et changements globaux), Bordeaux. *Biofilm, Diatomées, Structure des communautés, Fonctions, Multistress.*

Christian MOUGIN (DR) : INRAE - SPE*, UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Versailles. *Ecotoxicologie, Sols, Microorganismes, Biomarqueurs, Biochimie.*

Dominique MUNARON (Cadre de recherche) : Ifremer, UMR **MARBEC** (MARine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Sète. *Pesticides, Pharmaceutiques, Ecologie (Lagunes méditerranéennes), Chimie environnementale.*

Sylvie NELIEU (CR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **ECOSYS** (Ecologie fonctionnelle et écotoxicologie des agroécosystèmes), Grignon. *Chimie environnementale, Contaminants organiques, Dégradation, Biodisponibilité, Impact.*

Céline PELOSI (DR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **EMMAH** (Environnement Méditerranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes), Avignon. *Sol, Oligochètes terrestres, Pratiques agricoles, Pesticides, Changements climatiques, Modélisation.*

Magali RAULT (MCF) : Avignon Université, UMR **IMBE** (Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale), Avignon. *Auxiliaires, Biomarqueurs, Pesticides, Pratiques agricoles, Invertébrés terrestres.*

Sergi SABATER (Pr) : Universitat de Girona, **ICRA** (Institut Català de Recerca de l'Aigua), Gérone (Espagne). *Biofilm, Ecotoxicologie des rivières, Contaminants, Algues.*

Sabine STACHOWSKI-HABERKORN (Chercheure) : Ifremer, **LPBA** (Laboratoire Physiologie et Biotechnologie des Algues), Nantes. *Ecotoxicologie, Phytoplancton, Pesticides, Marin, Physiologie.*

Eliott SUCRE (Pr) : Centre Universitaire de Formation et de Recherche de Mayotte (CUFR), UMR **MARBEC** (MARine Biodiversity, Exploitation and Conservation), Mayotte. *Crabe, Marqueurs écophysiologiques, Osmorégulation, Mangroves, Réseau trophiques, Mayotte.*

Marielle THOMAS (MCF) : Université de Lorraine, UMR **AFPA** (Animal et Fonctionnalités des Produits Animaux), Nancy. *Pisciculture, Agroécologie, Pesticides, Ecotoxicité, Remédiation.*

Julien TOURNEBIZE (IR) : INRAE - AQUA*, UMR **HYCAR** (Hydrosystèmes Continentaux Anthropisés – Ressources, Risques, Restauration), Antony. *Hydrologie, Science du sol, Drainage agricole, Qualité des eaux, Ingénierie écologique, Zones tampons humides.*

Experts scientifiques - contributeurs ponctuels

Jean-Paul DOUZALS (CR) : INRAE - AgroEcoSystem*, UMR **ITAP** (Technologies et Méthodes pour les Agricultures de demain), Montpellier. *Qualification environnementale et optimisation des technologies.*

Nicolas RIS (CR) : INRAE - SPE*, UMR **ISA** (Institut Sophia Agrobiotech), Sophia Antipolis. *Macroorganismes de biocontrôle.*

Chargées de mission

Estelle DELEBARRE (IR) : INRAE - DEPE, Paris. *Jardins, espaces végétalisés et infrastructures, Appui à la conception graphique.*

Floriane LARRAS (IR) : INRAE - DEPE, Lyon. *Sciences réglementaires, Modélisation, Méthodes.*

Documentation

Anne-Laure ACHARD : INRAE - AQUA*, Lyon.

Morgane LE GALL : Ifremer-Appuidoc (appui documentaire à la recherche), Brest.

Sophie LE PERCHEC : INRAE - DipSO (Direction pour la science ouverte, pôle Astra), Rennes.

Direction de l'expertise scientifique collective, de la prospective et des études (DEPE)

Sophie Leenhardt. *Conduite du projet, Rédaction.*

Marc-Antoine Caillaud. *Communication, Appui à l'organisation du colloque.*

Kim Girard. *Gestion logistique et administrative.*

Sandrine Gobet. *Gestion logistique et administrative.*

Isabelle Savini. *Appui éditorial.*

Sacha Desbourdes. *Designer graphique*.

Comité de suivi

Membres : MTE/CGDD (Gwenaelle Hello), MAA/DGER (Bénédicte Herbinet puis Antoine Legal), MESRI/DGRI (Enrique Barriuso), IFREMER DG (Léa Marty puis Olivier Le Pivert), INRAE DS Environnement (Thierry Caquet) et INRAE DEPE (Guy Richard).

Invités aux réunions : MTES/DGPR, MTES/DEB, MAA/DGPE, MAA/DGAL, MSS/DGS, Anses, OFB, Ecophyto/CSO Recherche et Innovation.

Comité consultatif d'acteurs

Organisations participantes : ACTA (Association de coordination technique agricole), AFA (Association française d'agronomie), Agences de l'eau, Axema (Union des industriels de l'agroéquipement), CNC (Comité National de la Conchyliculture), CNPMEM (Comité National des Pêches et Elevages Marins), Coop de France, Fédération Nationale du négoce agricole, FNAB (Fédération Nationale d'Agriculture Biologique des régions de France), FRB (Fondation pour la recherche sur la biodiversité), Générations futures, IBMA France (Association française des entreprises de produits de biocontrôle), LPO (Ligue pour la protection des oiseaux), OPIE (Office Pour les Insectes et leur Environnement), Plantes et Cité, Réseau CIVAM, Solagro, UFC Que choisir, UICN (Comité français de l'Union internationale pour la conservation de la nature), UIPP (Union pour la protection des plantes) puis Phytéis, UPJ (Union des entreprises pour la protection des jardins et des espaces publics).

Sigles et abréviations

AASQA	Association agréée de surveillance de la qualité de l'air
AB	Agriculture biologique
AC	Agriculture convetionnelle
ACB	Analyse coût bénéfice
ACS	Agriculture de conservation des sols
ADEME	Agence de la transition écologique
AFNOR	Association française de normalisation
AMM	Autorisation de mise sur le marché
AMPA	Acide aminométhylphosphonique
Anses	Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail
AOP	*Adverse Outcome Pathway*
ARB	Agence régionale de la biodiversité
BAF	*Bioacumulation factor* - Facteur de bioaccumulation
BCF	*Bioconcentration factor* - Facteur de bioconcentration
BEE	Bon Etat Ecologique
BMF	*Biomagnification factor*- Facteur de bioamplification
BNVD	Banque nationale des ventes par les distributeurs agréés
BPL	Bonnes pratiques de laboratoire
BRGM	Bureau de recherches géologiques et minières
CC	Changement climatique
CDB	Convention sur la diversité biologique
CE50	Concentration efficace réduisant de 50% une propriété biologique donnée
CEN	Conservatoire des espaces naturels
CEN	Comité européen de normalisation
CEREMA	Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement
CICES	*Common International Classification for Ecosystem Services*
CMR	Cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction
CNEP	Campagne nationale exploratoire des pesticides
COS	Comité d'orientation stratégique et de suivi
CRE	Capacité de rétention en eau
CRPM	Code rural et de la pêche maritime
DCE	Directive Cadre européenne sur l'Eau
DCSMM	Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin
DHFF	Directive Habitats-Faune-Flore
DO	Directive Oiseaux
DROM	Département et région d'outre-mer
EAJ	Emploi autorisé dans les jardins
EC	*European Commission*
ECHA	*European chemical agency*
EEE	Espèces exotiques envahissantes
EFESE	Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques
EFSA	*European Food Safety Authority* - Autorité Européenne de Sécurité des Aliments
EIP	Echantillonneurs intégratifs passifs
ENI	Effets non intentionnels
EPI	Equipements de protection individuels
ERA	*Environnmental Risk Assement*
ESCo	Expertise scientifique collective
ETM	Eléments traces métalliques
FAO	*Food and agriculture organisation* - Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FBA	Facteur de bioaccumulation
FBC	Facteur de bioconcentration
FS	Faune sauvage
GAPS	*Global Atmospheric Passive Sampling*
GBIF	*Global Biodiversity Information Facility*
GC	*Gas Chromatography*

GES	Gaz à effets de serre
GIEC	Groupe intergouvernemental d'experts sur le climat
FRAC	Fungicide Resistance Action Committee
HRAC	Herbicide Resistance Action Committee
HRMS	*High resolution mass spectrometry* - Spectrométrie de masse haute résolution
IBD	Indice Biologique Diatomées
IBML	Indices Biologiques Macrophytique en Lacs
IBMR	Indices Biologiques Macrophytique en Rivières
IFT	Indicateur de fréquence des traitements phytosanitaires
IGCS	Inventaire, Gestion et Conservation des Sols
IRAC	Insecticide Resistance Action Committee
IFN	Inventaire forestier national
IFREMER	Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer
INPN	Inventaire National du Patrimoine Naturel
INRAE	Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement
INSERM	Institut national de la santé et de la recherche médicale
IPBES	*Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services* - Plateforme intergouvernementale scientifique et politique sur la biodiversité et les services écosystémiques
IPCE	Indice de présence de pesticides dans les cours d'eau
IPLAC	Indice Phytoplanctonique Lacustre
IPR	Indice Poisson Rivière
IPS	Indice de Polluosensibilité Spécifique
IPV	Indice planète vivante
ISO	Organisation internationale de normalisation
ITS	Régions inter-géniques
JEVI	Jardins, espaces végétalisés et infrastructures
Kow	*Octanol/Water Partition Coefficient*
LC	*Liquid Chromatography* - Chromatographie en phase liquide
LD	Limite de détection
LMR	Limites Maximales de Résidus
LOEC	*Lowest Observed Effect Concentration* - Concentration minimale qui provoque un effet
LQ	Limite de quantification
LTER	*Long Term Ecosystem Research* - Réseau mondial de recherche écologique à long terme
MAES	*Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services*
MEA	*Millenium Ecosystem Assessment*
MEM	Modèles d'effets mécanistiques
MES	Matières en suspension
MF	Masse fraîche
MNHN	Muséum national d'histoire naturelle
MO	Matière organique
MOS	Mode d'occupation du sol
NN	Néonicotinoïdes
NODU	Nombre de doses unité
NOEC	*No Observed Effect Concentration* - Concentration sans effets observés
NQE	Norme de qualité environnementale
OAD	Outil d'aide à la décision
OC	Substances organo-chlorées
OCDE	Organisation de coopération et de développement économiques
OFB	Office français de la biodiversité
ONF	Office national des forêts
ONG	Organisation non gouvernementale
ONU	Organisation des Nations unies
OP	Substances organo-chlorées
OPIE	Office pour la protection des insectes et leur environnement
OTU	*Operational taxonomic unity* - Unité taxonomique opérationnelle
PAC	Politique agricole commune
PBT	Substance Persistante, Bioaccumulable, Toxique
PE	Perturbateur endocrinien
PEC	Concentration prévisible dans l'environnement
PICT	*Pollution-Induced Community Tolerance*
PNEC	*Predictible No Effect Concentration* - Concentration prévisible sans effets

POCIS	*Polar Organic Chemical Integrative Samplers*
POP	Polluants organiques persistants
PPDB	*Pesticides properties data base*
PPP	Produit phytopharmaceutique
PPV	Phytopharmacovigilance
QSA	Quantité de substance active
RCO	*Relative concentration*
RCS	Réseau de contrôle de surveillance
RECOTOX	Initiative en éco-toxicologie pour suivre, comprendre et réduire les impacts des pesticides dans les socio-agro-écosystèmes
RMQS	Réseau de mesure de la qualité des sols
RNO	Réseau National d'Observation
ROCCH	Réseau d'Observation de la Contamination Chimique
SAGIR	Dispositif national de surveillance épidémiologique dédié à la faune sauvage
SBT	Surveillance biologique du territoire
SDHI	Inhibiteurs de la succinate déshydrogénase
SE	Services écosystémiques
SPEAR	*Species at risk*
SFI	*Safety factor index*
SIB	Système d'Information sur la Biodiversité
SIG	Système d'information géographique
SNB	Stratégie Nationale pour la Biodiversité
SSD	*Species sensitivity distribution*
STOC	Suivi temporel des oiseaux communs
TEQ	Quantité équivalente toxique
TER	*Toxicity exposure ratios* - Rapport toxicité/exposition
TKTD	*Toxicokinetic-toxicodynamic*
TMF	*Trofic magnification factor* - Facteur d'amplification trophique
UAB	Utilisable en agriculture biologique
UE	Union européenne
UF	*Uncertainty factor* - facteur d'incertitude
UHPLC	Chromatographie liquide à ultra haute performance
UICN	Union internationale pour la conservation de la nature
VGE	Valeur Guide Environnementale
WoS	*Web of science*
ZNA	Zones non agricoles
ZNIEFF	Zone naturelle d'intérêt écologique faunistique et floristique
ZNT	Zones non traitée
ZT	Zone tampon
ZTH	Zone tampon humide
ZTHA	Zone tampon humide artificielle
ZTS	Zone tampon sèche

Glossaire

Les caractères en **bleu/gras/souligné** signalent les termes définis par ailleurs dans ce glossaire.

Adjuvant

Préparation ou substance dépourvue d'activité phytopharmaceutique propre qui peut être ajoutée extemporanément ou intégrée comme **co-formulant** dans les **produits phytopharmaceutiques**, afin de renforcer leurs propriétés physico-chimiques (ex. huiles, divers surfactants). Les adjuvants ont été définis dans le Règlement (CE) n°1107/2009 (2009b) article 2(3) comme n'étant pas des synergistes ou phytoprotecteurs, mais des préparations qui facilitent la mouillabilité, ou l'adhérence des PPP, ou qui empêchent la formation de mousse. La mise sur le marché des adjuvants est réglementée.

Bioaccumulation

Augmentation progressive de la quantité d'une substance dans un organisme ou une partie d'un organisme qui se produit parce que le taux d'absorption dépasse la capacité de l'organisme à éliminer le PPP.

Les substances actives et leurs **produits de transformation** peuvent être plus ou moins bioaccumulables dans les tissus organiques et le long des réseaux trophiques. Cette accumulation est quantifiée via différents facteurs : facteur de bioconcentration (BCF) pour une accumulation dans les organismes suite à leur exposition dans le milieu (ex. poisson, ver de terre) ; facteur d'accumulation biote-sédiment (BSAF) ; facteur de bioamplification (BMF) par la nourriture suivant le niveau trophique considéré (augmentation de la concentration de la substance active le long des différents niveaux de la chaîne trophique).

(*cf.* Glossaire de la PPDB – *Pesticides properties data base* - http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm)

Biocontrôle

Compris au sens de la définition du Code rural et de la pêche maritime (CRPM art L.253-6) : « agents et produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures. Ils comprennent en particulier i) les **macro-organismes** et ii) les **produits phytopharmaceutiques** comprenant des **micro-organismes**, des **médiateurs chimiques** comme les phéromones et les kairomones, et des **substances naturelles** d'origine végétale, animale ou minérale ».

La liste des produits phytopharmaceutiques de biocontrôle relevant des articles L.253-5 à L.253-7 du Code rural et de la pêche maritime est mise à jour mensuellement, et diffusée en ligne via une note du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (https://agriculture.gouv.fr/quest-ce-que-le-biocontrole). Cette note ne liste pas les macroorganismes mais inclut des pièges à insectes associant des phéromones, des attractifs alimentaires ou des insecticides dans un contenant clos.

Biodisponibilité

Définition inspirée de la norme NF ISO 17402.

Degré auquel des substances chimiques présentes dans le milieu peuvent être absorbées ou métabolisées par un organisme, ou être disponibles pour une interaction avec les systèmes biologiques. La biodisponibilité est spécifique d'un organisme et d'un contaminant, et elle dépend de facteurs liés au temps d'exposition, au transfert de contaminants du milieu vers l'organisme, à leur accumulation dans l'organisme et à leurs effets ultérieurs. La biodisponibilité est donc ici abordée comme un procédé dynamique, qui peut être décrit par les trois phases successives suivantes :

(1) la disponibilité du contaminant dans le milieu, appelée « disponibilité environnementale », et qui correspond à la fraction du composé potentiellement disponible pour les organismes dans le milieu ;

(2) l'absorption du contaminant par l'organisme, encore appelée « biodisponibilité environnementale » qui correspond à la fraction du composé effectivement disponible dans l'environnement qu'un organisme a pris en charge (*uptake* en anglais) par des processus physiologiques ;

(3) l'accumulation et/ou l'effet du contaminant dans l'organisme, encore appelée « biodisponibilité toxicologique ».

Biodiversité (cible / non cible)

La définition très largement acceptée qui a été établie en 1992 dans le cadre de l'ONU et de la Convention sur la diversité biologique (CDB) est reprise ici : la diversité biologique est la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris,

entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (Article 2 de la Convention sur la diversité biologique adoptée lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992).

Cette définition est en outre très proche de celle retenue dans le glossaire analytique établi en 2017 dans le cadre conceptuel de l'EFESE (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques)[2], où la biodiversité « désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine et comprend la diversité au sein des espèces, entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ».

Au-delà de sa dimension taxonomique, la biodiversité est également considérée du point de vue de la dynamique des populations, et de celle des flux, interactions, processus écologiques et **fonctions écosystémiques**.

La notion de « biodiversité non cible » proposée dans la saisine de l'ESCo n'est en revanche pas retenue compte tenu des deux considérations qui suivent. D'une part, la notion de cible est associée aux organismes et non à la biodiversité. D'autre part, elle ne peut être considérée *a priori* et de manière générale. En effet, elle est relative à l'intentionnalité de l'utilisateur : est non cible ce qui n'est pas ciblé par un utilisateur donné dans un contexte donné. La distinction entre organismes cibles et non cibles ne peut donc être établie qu'au cas par cas.

Co-formulant

Substance dépourvue d'activité phytopharmaceutique propre, intégrée dans un **produit phytopharmaceutique** en complément d'une substance active ou d'un adjuvant, pour faciliter la manipulation du produit, renforcer l'efficacité du principe actif, ou sécuriser son utilisation. Ces produits font partie de la composition commerciale d'un PPP. Il existe une liste de co-formulants (règlement (UE) n°2021/383 du 3 mars 2021 (Commission européenne, 2021) modifiant l'annexe III du règlement (CE) n°1107/2009) qui ne peuvent être acceptés dans la composition d'un PPP, d'un adjuvant ou d'un produit mixte.

Contamination

Comprise au sens retenu dans l'ESCo de 2005 *Pesticides, agriculture et environnement* (Aubertot *et al.*, 2005a) : le terme contamination désigne « la présence anormale de substances, de micro-organismes, d'objets, ou d'êtres vivants. (…) (BRGM, (Jeannot *et al.*, 2000)). La définition du terme contamination fait intervenir la notion de normalité de la présence de substances dans un milieu donné. En revanche, ce terme n'intègre pas la manifestation d'effets potentiels liés à cette présence. (…) la présence de substances est considérée comme polluante si elle atteint un seuil pour lequel des dommages sont susceptibles de se produire ».

Devenir (des produits phytopharmaceutiques)

Le devenir des substances constituant les **produits phytopharmaceutiques** et de leurs **produits de transformation** est majoritairement conditionné par les processus de rétention (adsorption, absorption, pénétration, stabilisation physique ou chimique) et de dégradation (biotique et abiotique) qui vont déterminer leur mobilité et leur persistance et par conséquent leur disponibilité environnementale.

Ecosystème

Le glossaire analytique établi en 2017 dans le cadre conceptuel de l'EFESE (Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques)[3], nous amène à retenir la définition suivante de l'écosystème : « complexe dynamique de populations végétales, animales et de micro-organismes, associés à leur milieu non vivant et interagissant en tant qu'unité fonctionnelle. (...) ».

« La définition de l'état écologique des écosystèmes et sa mesure doit permettre de refléter, de manière lisible, les multiples dimensions d'intérêt de l'état des écosystèmes et de leur biodiversité. Il permet de documenter des risques d'altération irréversible de ces écosystèmes et de leur fonctionnement et de refléter leur capacité à fournir durablement des biens et services, à réguler leurs contraintes et à maintenir leur dimension patrimoniale ».

Espèce focale

Espèce choisie comme représentative des espèces les plus vulnérables aux différentes pressions subies pour un habitat, en tenant compte de différents paramètres tels que notamment la taille du domaine vital, la capacité de dispersion, le degré de spécificité des ressources trophiques nécessaires.

[2] https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques
[3] https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques

Exposition

Mise en contact d'un ou plusieurs polluants et d'un ou plusieurs organismes. On distingue l'exposition aiguë, l'exposition subchronique et l'exposition chronique en fonction de leur durée plus ou moins longue, en tenant compte de la variabilité de la durée de vie selon les espèces.

Dans le cadre de cette ESCo, nous avons retenu la notion d'exposition à des mélanges dans le cas d'une exposition simultanée à plusieurs PPP (incluant leurs éventuels **produits de transformation** ainsi que les adjuvants et co-formulants) et celle d'exposition à des stress multiples dans le cas d'une exposition simultanée à un ou plusieurs PPP et d'autres types de contaminants chimiques ou d'autres sources potentielles de stress, dont certaines peuvent être en lien avec le changement climatique (ex. augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, acidification des océans).

La notion d'exposition permet d'établir le lien entre **contamination** et effet.

Fonction écologique / écosystémique

Dans la littérature scientifique, le terme « fonction écologique » (ou fonction écosystémique, terme privilégié dans le cadre de l'ESCo) est associé à des définitions pouvant varier selon les auteurs et leur sensibilité. Pour l'ESCo, et en s'inspirant largement de la définition reprise en 2018 par Brodie *et al.* (2018), il est proposé de définir une fonction écosystémique comme un ensemble d'activités et de processus assurés par une espèce ou un groupe d'espèces possiblement en interaction, contribuant au fonctionnement d'un écosystème (ex. maintien des flux ou des pools biogéochimiques, soutien à la productivité de l'écosystème, régulation des interactions entre deux composantes de l'écosystème, empêchement ou limitation des impacts directs et indirects de diverses pressions environnementales…).

Les fonctions écosystémiques sont « au cœur de la relation entre la **biodiversité** des écosystèmes et la production de **services écosystémiques** » (définition proposée par le CGDD en 2010 dans le cadre du *Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France ; (2010)*). Dans cette ESCo, elles sont regroupées en 14 catégories (qui s'inspirent très largement du rapport CGDD de 2010), associées à un ou plusieurs **services écosystémiques** dont elles sont le support. Par la prise en compte de ces fonctions écosystémiques, l'ESCo vise donc à faire le lien entre les connaissances concernant les effets des **produits phytopharmaceutiques** sur la **biodiversité** et l'ensemble des activités ou processus qui sont assurés par un ou différents types d'organismes et les conséquences qui peuvent en découler sur les **services écosystémiques**.

Matrice

Le terme matrice est utilisé au sens de "matrice environnementale" pour représenter les différents supports dans ou sur lesquels peuvent se retrouver les **produits phytopharmaceutiques**. Ces matrices sont réparties dans les différents milieux (terrestre, aquatique continental ou marin, athmosphère) et elles peuvent être de nature physique (sol, eaux de pluie, eaux de surface ou marines, sédiments) ou biologique (biote).

Produits phytopharmaceutiques

Compris au sens établi dans la saisine : « **produits et organismes** introduits intentionnellement pour la stimulation des défenses naturelles des plantes, la protection des cultures et la gestion des jardins, espaces végétalisés et infrastructures (**JEVI**), comprenant notamment les herbicides, insecticides, fongicides, en pulvérisation ou en enrobage de semences, les substances de base, ainsi que le **biocontrôle** tel que défini à l'article L.253-6 du Code rural et de la pêche maritime ».

Les formulations (incluant les adjuvants et co-formulants) et les produits de transformation sont pris en compte.

Tous les produits présents dans l'environnement sont considérés **dès lors qu'ils ont été ou sont utilisés à des fins de protection des cultures ou d'entretien des JEVI** (y compris s'il s'agit d'un mésusage). Cela inclut ceux qui sont aujourd'hui interdits en France mais que l'on retrouve toujours (ou leurs produits de transformation) dans l'environnement du fait de leur rémanence.

Produits de transformation

Après leur application, les substances actives peuvent se dégrader, sous l'action de processus biotiques (ex. biodégradation par des microorganismes) ou abiotiques (ex. photolyse, hydrolyse), en produits de transformation, en fonction de leurs caractéristiques et des conditions physico-chimiques du milieu. Les produits de transformation peuvent s'accumuler et impacter les organismes présents dans les différents milieux. Ils peuvent, selon les cas, être plus toxiques, de toxicité équivalente, ou moins toxiques que leur molécule mère, avec un mode d'action qui peut être similaire ou différent de celui de cette dernière.

Remédiation

Mesures prises *a posteriori* pour réduire la contamination du milieu (sol, eau), en favorisant des processus de dégradation et de rétention, et ainsi réduire l'**exposition** des organismes.

Services écosystémiques

Sur le plan conceptuel, il a été choisi de s'appuyer sur le cadre proposé par l'Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE, 2017[4]). Celle-ci définit les services écosystémiques comme « des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des **fonctions écologiques** des écosystèmes ».

Cette définition a été approfondie dans la synthèse de l'étude réalisée sur les écosystèmes agricoles[5] en précisant la distinction entre : 1/ **fonction écologique** (ex. : pollinisation des plantes en général, cultivées ou sauvages), 2/ service écosystémique, comme processus biophysique impactant l'activité humaine (ex. : pollinisation des cultures), 3/ avantage tiré du service écosystémique comme évaluation du bénéfice tiré de ce service par un ou différents acteurs, sous forme monétaire ou non monétaire. Cette distinction est importante car différentes **fonctions écologiques** peuvent constituer la fourniture d'un service écosystémique, et différents acteurs peuvent tirer différents avantages d'un même service écosystémique.

L'ensemble des services a été considéré, tel que répertorié dans la dernière version de la CICES (*Common International Classification for Ecosystem Services* – CICES, version 5.1 ; Haines-Young et Potschin (2018)).

Transferts

Processus d'échanges entre les différentes matrices environnementales ou biologiques des **produits phytopharmaceutiques**. Dans le cadre de cette ESCo, ce terme inclut les transports par convection, diffusion et/ou dispersion, y compris les transports par voie trophique.

Vulnérabilité

La vulnérabilité, depuis les organismes et jusqu'aux écosystèmes, peut être décrite comme l'interaction entre leur niveau d'exposition à des pressions d'origine anthropique, leur degré de sensibilité, et leur capacité de récupération qui dépend elle-même de l'état physiologique des différents organismes et de leur exposition à d'autres sources de stress.

[4] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Thema%20-%20Efese%20-%20Le%20cadre%20conceptuel.pdf

[5] *Cf.* Chapitre 1.1.2. https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/efese-services-ecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles-synthese-2.pdf

Introduction générale

Chaque année, entre 55 000 et 70 000 tonnes de substances phytopharmaceutiques, incluant celles utilisables en agriculture biologique et celles de biocontrôle, sont vendues sur les territoires français de l'hexagone et d'outre-mer[6]. Ces substances sont principalement destinées à la protection des cultures, et pour une part estimée entre 2 et 5% des quantités totales, à l'entretien des jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI). Elles entrent dans la composition de produits commerciaux intégrant des co-formulants et qui sont éventuellement associés à des adjuvants. Après utilisation, elles peuvent subir différents processus de dégradation biotique et abiotique conduisant à l'apparition de produits de transformation. La protection des cultures repose largement sur des molécules organiques de synthèse et des substances minérales, mais elle peut aussi recourir à des produits de biocontrôle, c'est-à-dire des substances naturelles issues de végétaux, d'animaux ou de minéraux, des microorganismes, des macroorganismes et des médiateurs chimiques (ex. phéromones, kairomones) contribuant à la régulation des populations d'organismes ciblés. C'est l'ensemble de ces substances et organismes utilisés pour la protection des cultures et l'entretien des JEVI, ainsi que leurs co-formulants et adjuvants, qui est considéré ici sous le terme de produits phytopharmaceutiques (PPP). D'autre part, les produits de transformation des PPP sont pris en compte. Bien que dans le langage courant le terme de « pesticides » soit plus largement utilisé, cette terminologie de PPP a été retenue pour désigner plus précisément le périmètre traité dans le cadre de l'Expertise scientifique collective (ESCo), en cohérence avec le vocabulaire retenu dans les textes réglementaires pour distinguer, parmi les pesticides, l'ensemble des biocides utilisés pour divers usages, et les PPP utilisés pour la protection des cultures ou l'entretien des JEVI, comme illustré par la Figure 1. C'est donc l'usage qui caractérise avant tout un PPP par rapport à d'autres catégories réglementaires.

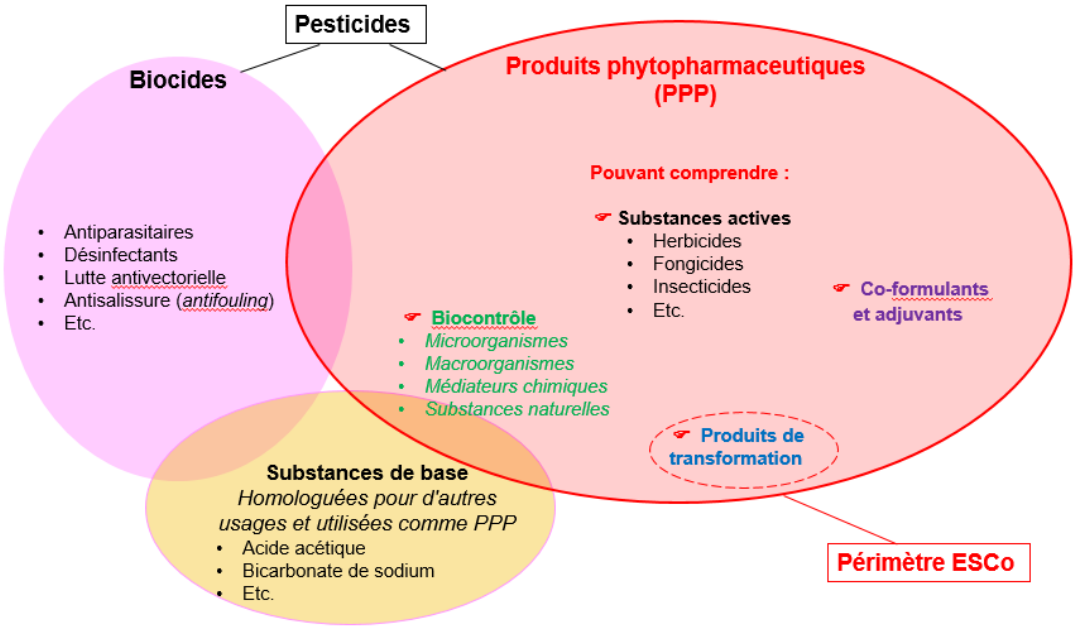


Figure 1. Périmètre des substances considérées

Les PPP sont conçus pour être utilisés directement dans l'environnement, sur des surfaces pouvant varier, pour une application, de quelques dizaines de mètres carrés à plusieurs centaines d'hectares, et couvrant potentiellement en France hexagonale de l'ordre de 20 millions d'hectares pour les traitements agricoles[7], et entre 3 et 4

[6] Source : Notes de suivi Ecophyto : https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest. Outre-mer comprend ici uniquement les territoires entrant dans le champ de la redevance pour pollution diffuse : Guadeloupe, Martinique, Guyane, Réunion.

[7] Source : Agreste Statistique agricole annuelle 2020 : SAU 28 Mha – STH 8 Mha. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/SAANR_1/detail/ [Consulté le 15/12/2021].

millions d'hectares pour les JEVI (Ballet, 2021)[8]. Ils sont utilisés pour produire des effets attendus sur les organismes générant des nuisances aux végétaux cultivés et à leurs auxiliaires, mais ils peuvent aussi être responsables d'effets non intentionnels. Ceux-ci sont liés à des effets directs sur la physiologie des organismes non ciblés mais exposés aux PPP, selon le devenir dans l'environnement de ces produits, ainsi qu'aux conséquences indirectes qui en résultent. La pression exercée sur les organismes directement impactés a en effet des répercussions sur les dynamiques écologiques dans lesquelles ils sont impliqués. Cette utilisation à grande échelle, en contact direct avec les écosystèmes de molécules destinées à éliminer des organismes, pose naturellement la question des conséquences de leurs applications sur la biodiversité.

La biodiversité actuelle est le fruit de l'évolution. C'est un patrimoine précieux qu'il convient de préserver avant tout pour elle-même, ce qui n'interdit pas d'utiliser les ressources qu'elle offre mais de manière durable et dans une logique de bien commun comme promu par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN). Elle est indispensable à la vie, et constitue un facteur de résilience dans le contexte des changements globaux induits par les activités humaines. Elle peut notamment contribuer à réguler et limiter les déséquilibres et certains des effets résultant de ces changements globaux. En contrepartie ces mêmes changements globaux, par le déplacement des aires de distribution des espèces, par l'augmentation de l'amplitude et de la fréquence des événements extrêmes, et par la modification des conditions physico-chimiques qui règnent dans les différents milieux, fragilisent la biodiversité. Lorsque le rythme des changements dépasse la capacité d'adaptation du vivant, des espèces disparaissent ou déclinent, parfois au profit d'autres qui peuvent prendre un caractère envahissant. Les habitats et les écosystèmes en sont alors plus ou moins profondément modifiés, ainsi que les processus écologiques associés.

Les évolutions de la biodiversité sous l'influence de pressions aujourd'hui clairement identifiées sont sensibles depuis de nombreuses décennies. Selon l'UICN, depuis 2015, 36 espèces ont complètement disparu en Europe, et au moins 1 677 espèces des 15 060 espèces européennes évaluées sont menacées d'extinction[9]. Ces évolutions présentent toutefois une variabilité et des tendances parfois contrastées suivant les périodes, les zones géographiques, les espèces et habitats considérés, qui rend leur caractérisation complexe. Ces évolutions contrastées témoignent de processus diversifiés de résilience, d'adaptation et de fragilisation qui coexistent. Il est toutefois aujourd'hui clairement établi que l'érosion de la biodiversité est la tendance globalement dominante, et qu'elle compromet la capacité d'adaptation des écosystèmes aux changements globaux.

L'utilisation des PPP contribue à cette dynamique avec un rôle paradoxal. En effet, elle a pour objet de protéger les cultures contre les espèces considérées comme nuisibles, mais elle contribue de ce fait même à augmenter la vulnérabilité de la production, que ce soit par abandon des stratégies préventives, en stimulant l'apparition d'espèces nuisibles résistantes aux PPP appliqués voire parfois en altérant les régulations naturelles favorables aux cultures.

Par ailleurs, les contaminations par les PPP s'ajoutent à celle dues à d'autres substances chimiques ainsi qu'à d'autres types de pressions, incluant par exemple les destructions permanentes d'habitats écologiques du fait de l'augmentation de l'urbanisation et de l'intensification des cultures agricoles et sylvicoles. Les pressions qui s'exercent sur la biodiversité sont ainsi multiples et très variables suivant les contextes, y compris en ce qui concerne les PPP. La question des impacts spécifiques d'une substance pour un usage sur l'ensemble de la biodiversité est donc très difficilement mesurable d'un point de vue quantitatif. C'est toutefois une question qui se pose sur un plan réglementaire pour la mise sur le marché des produits, qui ne peuvent être commercialisés que s'ils « n'ont aucun effet nocif sur la santé humaine ou animale ni aucun effet inacceptable sur l'environnement » (Commission européenne, 2009b). Au regard de cette exigence inscrite dans la réglementation, de nombreuses alertes ont été lancées, conduisant le cas échéant à des initiatives spécifiques de natures diverses telles que le Plan national chlordécone (depuis 2009), le Plan de sortie du glyphosate (2019), la Stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens (depuis 2014), la saisine de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses) sur les SDHI (fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase ;

[8] Enquête Teruti : Sols artificialisés perméables stabilisés (voies ferrées, pistes forestières, chemins non agricoles, décharges) et autres sols artificialisés perméables (pelouses, jardins, parcs, bords de routes), soit environ 2/3 des 5 Mha de sols artificialisés.
[9] IUCN 2015. European species under threat. Overview of European Red Lists results. https://www.iucn.org/downloads/red_list_overview_new_1.pdf [Consulté le 15/12/2021]

2019), la Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle (2020), ou encore l'interdiction puis la réautorisation dérogatoire des insecticides néonicotinoïdes (2021 et 2022). L'évaluation réglementaire du risque des PPP pour la biodiversité fait ainsi l'objet de critiques antagonistes. D'un côté, elle est dénoncée par certaines parties prenantes comme contraignant trop fortement l'autorisation et l'utilisation des PPP et, d'un autre côté, elle est critiquée par d'autres car insuffisamment protectrice de la santé humaine et de l'environnement.

Contexte

Face au constat des impacts des PPP sur l'environnement (Aubertot *et al.*, 2005b), le premier Plan Ecophyto a été instauré en 2008, en lien avec l'adoption par l'Union européenne en 2009 du Paquet pesticides, qui désigne un ensemble de directives et règlements encadrant l'utilisation des PPP. Ce cadre de politiques publiques relatives aux PPP comporte différentes composantes : des objectifs et plans d'actions quant à la réduction des utilisations de PPP, des règles d'évaluation et de mise sur le marché des produits, et des dispositifs de surveillance de la contamination de l'environnement et des effets non intentionnels qui en résultent.

Depuis 2008, les versions successives du Plan Ecophyto ont réaffirmé l'objectif de réduction drastique des utilisations de PPP et des risques associés. Cependant, les moyens mobilisés et les actions déployées à cette fin n'ont pas permis d'atteindre les objectifs fixés, comme souligné en 2019 par la Cour des comptes française[10].

En ce qui concerne l'évaluation des produits avant leur mise sur le marché, le Paquet pesticides et le Plan Ecophyto ont donné lieu à l'élaboration d'indicateurs de risques, incluant le suivi spécifique des ventes de substances considérées comme les plus préoccupantes. Une campagne de réévaluation de ces substances a été engagée, dans la perspective d'en réduire les domaines d'autorisation et d'envisager leur substitution par des substances moins dangereuses. Une activité scientifique importante a été déployée à l'EFSA (*European Food Safety Authority*, Autorité Européenne de Sécurité des Aliments) au niveau européen comme à l'Anses au niveau national, pour améliorer le cadrage méthodologique de la démarche d'évaluation des risques. Une révision du cadre plus général de l'évaluation des risques est en outre entrée en vigueur au niveau communautaire en 2021 suite à l'initiative citoyenne de 2017 sur le glyphosate, avec des évolutions sur la transparence (accessibilité des études et données mobilisées par le pétitionnaire, règles de confidentialité), la possibilité de financer, au besoin, des études complémentaires ou permettant de confronter les éléments fournis par le pétitionnaire, une ouverture de la gouvernance de l'EFSA aux Etats membres, parlementaires et représentants de la société civile, et la mise en place d'un plan concerté pour la communication sur le risque. Ces évolutions ont conduit au non renouvellement ou au retrait de l'approbation de certaines substances ou usages, tandis que de nouvelles molécules ont été mises sur le marché, notamment dans le domaine du biocontrôle.

En matière de surveillance environnementale, la prise en compte des PPP dans les dispositifs de suivi a été progressivement renforcée dans les différentes matrices et différents milieux de l'environnement, en lien avec les réglementations dédiées à la protection des milieux et de la biodiversité[11].

Demande d'expertise

C'est dans ce contexte que l'Axe 2 sur la recherche et l'innovation du Plan Ecophyto II+, s'appuyant sur son Comité scientifique d'orientation « recherche et innovation » (CSO R&I), a proposé en 2019 la réalisation d'une expertise portant sur « les effets sur la biodiversité et les alternatives aux produits phytopharmaceutiques »[12], en complément de celle de l'Inserm portant sur les effets sur la santé humaine (Inserm, 2021). Sur cette base, les ministères chargés respectivement de l'Environnement, de l'Agriculture et de la Recherche ont commandé deux Expertises scientifiques collectives (ESCo) conduites parallèlement, une sur l'impact des produits phytopharmaceutiques sur

[10] Cour des comptes, 2019. Le bilan des plans Ecophyto. Référé n°22109-2659. https://www.ccomptes.fr/system/files/2020-01/20200204-refere-S2019-2659-bilan-plans-ecophyto.pdf [Consulté le 17/12/2021]
[11] DCE (Directive Cadre sur l'Eau) ; DHFF (Directive concernant la conservation des Habitats naturels ainsi que de la Faune et de la Flore sauvages) ; DO (Directive concernant la conservation des Oiseaux sauvages), DCSMM (Directive Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin »).
[12] https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest [Consulté le 17/12/2021]

la biodiversité et les services écosystémiques, et une sur l'utilisation de la diversité des couverts végétaux pour réguler les bioagresseurs et protéger les cultures. En ce qui concerne les perspectives de réduction des utilisations de PPP, le programme prioritaire de recherche *Cultiver et protéger autrement*[13] a en outre été initié en 2019 ; son pilotage s'appuie en partie sur la prospective *Vers une agriculture européenne sans pesticides*[14] coordonnée par INRAE. Cette expertise fait enfin écho au *PPR Océan & Climat* coordonné depuis 2021 par l'Ifremer et le CNRS et dont un des défis porte sur le développement des connaissances sur la contamination du milieu marin et ses effets sur les organismes qui y vivent et les services écosystémiques associés afin de proposer des solutions pour un océan propre, sain, sûr et résilient.

La présente ESCo portant sur les impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques fait également suite à celle restituée en 2005 sur *Pesticides, agriculture et environnement*[15], qui a montré que l'utilisation courante de ces substances conduisait à des dégradations de l'environnement et qu'il était donc nécessaire de la réduire. Par la suite, l'ESCo *Agriculture et biodiversité* de 2008 et l'étude EFESE (Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques) de 2017, en particulier son volet *Evaluer les services rendus par les écosystèmes agricoles pour mieux les gérer*, montrent la complexité des interrelations entre protection des plantes cultivées et biodiversité. En effet, la biodiversité fournit des ressources indispensables aux cultures, mais inclut également des espèces considérées comme nuisibles pour ces dernières. Inversement, les traitements de protection des plantes ciblés sur certaines espèces produisent des effets sur de nombreuses autres, avec des répercussions sur les fonctions et services écosystémiques, et ce bien au-delà de la zone de traitement du fait des différents modes de transferts des PPP et de leurs effets. Depuis l'ESCo de 2005, les outils de protection des cultures et d'entretien des JEVI ont évolué, notamment avec l'interdiction de certaines substances ou usages, l'introduction de nouvelles familles de molécules et le recours croissant aux traitements de biocontrôle. Les données disponibles sur les utilisations de produits, les risques écotoxicologiques associés et l'état de l'environnement ont également évolué. En particulier, l'importance des répercussions directes et indirectes de l'utilisation des PPP sur le fonctionnement des écosystèmes est de plus en plus mise en évidence. A ce titre, et compte tenu de l'évolution du contexte évoqué plus haut, une approche abordant globalement la biodiversité et les services écosystémiques a été privilégiée, avec une attention portée aux continuités et interdépendances entre milieux, du lieu d'application des PPP jusqu'aux milieux marins. La mise en œuvre de l'expertise a donc été confiée conjointement à INRAE et l'Ifremer, compte tenu du fait qu'elle prend en considération l'ensemble du continuum environnemental terre-mer. Le périmètre ainsi couvert est représenté par la Figure 2.

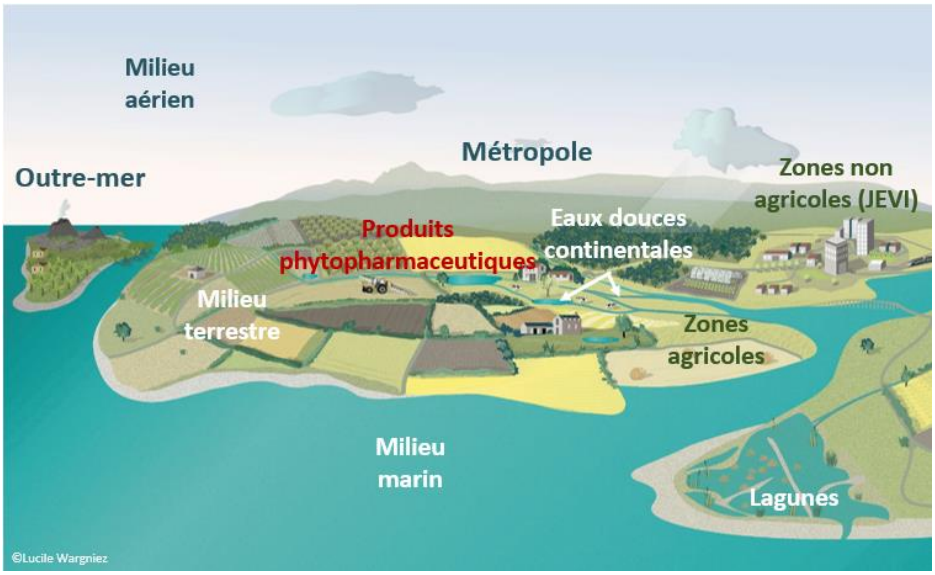


Figure 2. Représentation du périmètre considéré dans le continuum terre-mer

[13] https://www6.inrae.fr/cultiver-proteger-autrement/Le-Programme/Presentation [Consulté le 17/12/2021]
[14] https://www6.inrae.fr/cultiver-proteger-autrement/Les-Outils-de-pilotage/Prospective-2050 [Consulté le 17/12/2021]
[15] https://www.inrae.fr/actualites/pesticides-agriculture-environnement-reduire-lutilisation-pesticides-limiter-impacts-environnementaux [Consulté le 17/12/2021].

Principes de l'ESCo

L'ESCo a pour objet d'établir un état des lieux et une analyse critique des connaissances scientifiques disponibles au niveau mondial sur des sujets aux dimensions multiples. Cette analyse est réalisée par un collège d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Outre une synthèse sur les contaminations et leurs effets, une analyse des méthodes, de leur diversité et de leurs domaines de validité, et de la dynamique d'innovation dans ce domaine, est également établie. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes et de controverses, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte des impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques, dans une perspective d'action publique. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

Le processus de l'ESCo repose sur les *Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études à INRAE*[16]. Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (ex. financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, s'équilibrent au sein du collectif, et en excluant les cas de conflit d'intérêt. La transparence est assurée par la description dans le rapport d'ESCo des sources mobilisées et de la méthode employée. L'ESCo est conduite en interaction avec un Comité consultatif d'acteurs qui rassemble les principales parties prenantes de la question des impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Composition du collectif d'experts et sources mobilisées

Le collectif d'experts a été recruté à partir d'une première interrogation des bases de données bibliographiques, et de manière à couvrir la diversité des thématiques de l'ESCo. Il a été animé par trois pilotes scientifiques : Laure Mamy - INRAE, Stéphane Pesce - INRAE, et Wilfried Sanchez – Ifremer. Les 46 chercheurs (incluant les pilotes) impliqués dans l'ESCo sont issus de 19 organismes de recherche. La composition de ce collectif de chercheurs et son organisation, sont décrites dans le Chapitre 2.

Le corpus bibliographique a été constitué à partir de l'interrogation de la base de données bibliographiques WoS, Scopus et plateformes Cairn, Springer et Sage dans le domaine des sciences humaines et sociales. Cette première sélection d'articles a ensuite été complétée sur la base des compétences disciplinaires des experts.

La recherche bibliographique a été centrée sur les années 2000-2020, afin de rechercher avant tout une actualisation des connaissances établies depuis l'ESCo de 2005 portant sur Pesticides, agriculture et environnement. Le périmètre géographique concernant l'état des lieux de la contamination porte uniquement sur la France hexagonale et d'outre-mer. Concernant les effets sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques, l'ensemble des connaissances issues de travaux internationaux portant sur des situations (ex. type de climat, de PPP, d'organismes) transposables au contexte français a été pris en compte. Elle a été complétée au besoin par des articles antérieurs à cette période qui constituent des références fondamentales pour la compréhension des connaissances actuelles, ou lorsque la thématique traitée n'était pas suffisamment couverte par les publications des vingt dernières années. Elle a également été actualisée au cours de l'expertise (années 2021 et début 2022), sur la base de la compétence des experts et de la veille bibliographique assurée sur le WoS par les documentalistes. Des compléments ont été apportés hors du domaine académique, avec notamment la prise en compte de rapports produits par les institutions exploitant des sources de données relatives au suivi des ventes de PPP ou à la surveillance environnementale. En ce qui concerne les JEVI, très peu de travaux académiques portent spécifiquement sur ces espaces et usages. Pour ce volet, ont donc été principalement mobilisées des études non publiées dans des revues scientifiques à comité de lecture, réalisées suivant les cas sous l'égide des gestionnaires de ces espaces, des collectivités territoriales ou des pouvoirs publics.

[16] https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/DEPE_Principes_Conduite_ESCo_Etudes_V2_20211110.pdf [Conxulté le 17/04/2022]

Le corpus cité comprend au total plus de 4 000 références, dont 14% de revues de littérature et méta-analyses. Soixante dix pour cent de ces références ont été publiés au cours des 10 dernières années. La description de ce corpus bibliographique est détaillée dans le Chapitre 2.

Cadre d'analyse

Approche globale de la biodiversité

La biodiversité est considérée ici au sens de la « diversité biologique » selon la définition établie en 1992 dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (CDB)[17] comme étant la « variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celles des écosystèmes ». La biodiversité est également considérée du point de vue de la dynamique des populations et de celle des flux, interactions, processus écologiques et fonctions écosystémiques.

Aborder la biodiversité dans son ensemble pose une question problématique de délimitation des domaines de connaissance. En effet, les milieux de vie sont constitués de composantes biotiques (organismes) et abiotiques (ex. minéraux, gaz), organisées à différentes échelles (ex. individu, population, écosystème), auxquelles elles interagissent avec des dynamiques temporelles variables, remplissant des fonctions qui résultent de l'activité biologique et permettent qu'elle se perpétue. Les clés d'analyse d'un tel ensemble peuvent être déclinées par milieux, types d'organismes, types d'écosystèmes, types d'interactions, etc., chacune de ces typologies présentant ses intérêts et limites, notamment en termes de cloisonnement disciplinaire.

A cette complexité s'ajoute celle des PPP qui peuvent également être caractérisés par une grande diversité d'attributs : famille chimique (ex. organochlorés), mode d'action (ex. inhibiteur de la photosynthèse), organismes ciblés (ex. insecticide), usage (ex. production fruitière, céréaliculture), classement toxicologique (cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction - CMR - de niveau 1 ou 2), catégorie réglementaire (ex. substances de base, préoccupantes, à faible risque, candidates à la substitution), statut réglementaire (autorisé ou interdit), etc.

Avec la préoccupation d'aborder la question des impacts sur la biodiversité en s'approchant au mieux des situations telles qu'elles se produisent dans la réalité, c'est l'ensemble de la pression exercée par les applications de PPP et leurs conséquences qui a été considéré comme objet de l'analyse. Les substances n'ont donc pas été *a priori* ciblées de manière spécifique par la recherche bibliographique. Toutefois, pour répondre aux attentes relatives à certaines substances ou thématiques qui ont fait l'objet d'initiatives politiques particulières au cours de la dernière décennie (chlordécone, cuivre, glyphosate, néonicotinoïdes, perturbateurs endocriniens, pollinisation, SDHI), des annexes permettent, dans le rapport d'ESCo, de rassembler l'ensemble des informations dédiées à ces sujets, issues des analyses réalisées par les experts.

Référentiel sur les fonctions écosystémiques et services écosystémiques

Un référentiel commun, qui fait l'objet du Chapitre 3, a été élaboré pour regrouper les processus écologiques potentiellement impactés par les PPP en 12 catégories de fonctions écosystémiques, qui peuvent être reliées aux services écosystémiques dont elles sont le support. Le référentiel retenu concernant les services écosystémiques est la dernière version de la classification CICES (Common International Classification of Ecosystem Services)18. Ce cadre conceptuel a permis d'établir un vocabulaire commun à l'échelle de l'ESCo, facilitant la synthèse des résultats. Il a également permis de constater la difficulté à relier de manière globale l'ensemble des processus écotoxicologiques mis en évidence, avec l'évaluation des services écosystémiques, d'autant que ces deux volets relèvent de champs disciplinaires scientifiques différents. Les dynamiques de réponse des écosystèmes aux pressions exercées par les PPP, qui varient suivant les pas de temps et les échelles spatiales, sont donc difficiles à consolider sous la forme d'impacts mesurés globalement sur l'ensemble des services écosystémiques.

[17] Nations Unies, 1992. *Convention sur la diversité biologique*, 32 p. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf [Consulté le 17/12/2021].
[18] https://cices.eu/

Analyse centrée sur les études en conditions environnementales réalistes

L'existence d'un cadre réglementaire pour la mise sur le marché des PPP donne lieu à la production de connaissances scientifiques sur leur écotoxicité, pour documenter l'évaluation des risques que leur utilisation peut impliquer pour l'environnement. Il s'agit d'un corpus abondant, essentiellement fondé sur des approches expérimentales normalisées, complétées par le recours à des modèles numériques, et qui constitue le socle des décisions prises dans le domaine réglementaire. La portée et les limites d'un tel cadre d'évaluation font elles-mêmes l'objet de publications scientifiques qui étudient les insuffisances de ces approches pour documenter les impacts à l'échelle de la biodiversité et des services écosystémiques.

Pour constituer le corpus analysé dans la présente ESCo, la priorité a été donnée aux études les plus intégratives possibles, et les plus réalistes possibles d'un point de vue écologique. Les résultats relatifs à des tests monospécifiques n'ont par exemple pas été systématiquement passés en revue, et ne sont mobilisés que dans la mesure où ils apportent des éléments d'explication sur des phénomènes observés en conditions environnementales réalistes.

Découpage thématique et transversalités

Le découpage thématique présenté dans la Figure 3 a reposé en premier lieu sur les compétences des experts pour faciliter la constitution et l'analyse des corpus bibliographiques correspondants.

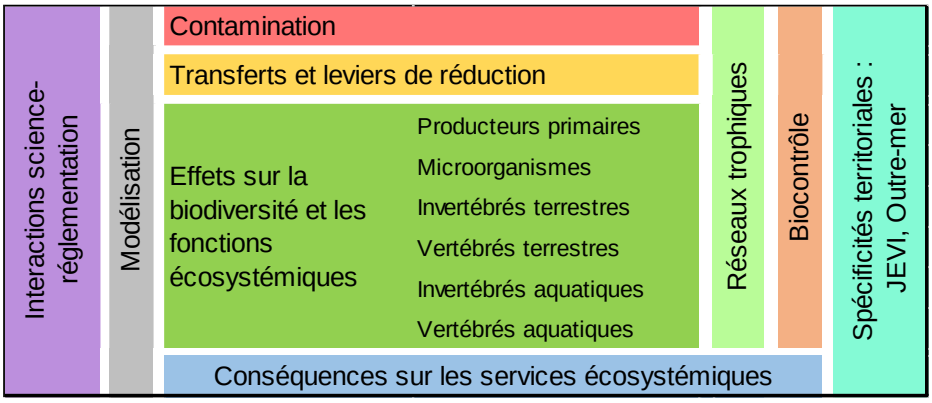


Figure 3. Découpage thématique de la conduite de l'ESCo

Dans le domaine de l'écotoxicologie, les connaissances ont été analysées de manière spécifique suivant le type d'organismes (producteurs primaires, c'est-à-dire macro- et microorganismes réalisant la photosynthèse ; microorganismes ne réalisant pas la photosynthèse ; invertébrés ; vertébrés), et suivant le type de milieu, terrestre ou aquatique, lorsque celui-ci est fortement différenciant (pour les invertébrés et vertébrés). Un axe a été développé sur les dynamiques au sein des réseaux trophiques qui traversent ces découpages par types d'organismes et de milieux, et jouent un rôle non négligeable dans le transfert des substances et la propagation de leurs effets.

Les corpus portant respectivement sur la contamination, les dynamiques de transfert ou de transformation physico-chimique des substances et les outils de modélisation ont été analysés de manière transversale. Les particularités du biocontrôle ont conduit à aborder ce domaine avec une double approche : comme les autres substances s'agissant des substances naturelles, et de manière plus spécifique s'agissant d'organismes vivants ou de travaux adoptant le biocontrôle comme objet d'étude à part entière (études comparatives par exemple).

En ce qui concerne les JEVI, comme décrit précédemment, les connaissances ont été essentiellement rassemblées à partir de sources non académiques, et complétées par les quelques résultats scientifiques attribuables à ce type d'espaces.

Les particularités relatives aux territoires d'outre-mer ont été recherchées dans chacun des corpus thématiques préalablement constitués.

Les services écosystémiques faisant l'objet d'un corpus spécifique, celui-ci a été analysé en tant que tel. Un travail de cadrage conceptuel a été conduit afin d'établir une relation entre les résultats issus du corpus sur les services écosystémiques et ceux issus de l'analyse des effets sur les fonctions écosystémiques examinés dans le domaine de l'écotoxicologie.

Enfin, le domaine des connaissances traitées dans cette ESCo présente la particularité d'être en partie produit dans des cadres normalisés par la réglementation (par exemple des études basées sur les données issues de suivis imposés par les réglementations sur la surveillance et la protection de la biodiversité), ou à des fins de prise de décision dans des cadres réglementaires (ex. avis scientifiques de l'EFSA ou de l'Anses). Ces interactions entre processus scientifiques et processus réglementaires de validation sous-tendent en partie les dynamiques scientifiques observées dans le corpus de l'ESCo. Un groupe pluridisciplinaire, associant des chercheurs en droit, sociologie, ethnologie ainsi qu'en écotoxicologie, s'est consacré à la synthèse des travaux scientifiques qui analysent ces interactions entre science et réglementation, en particulier dans le domaine de l'évaluation des risques des PPP.

Traitement des pratiques agricoles

La présente ESCo ne porte pas sur les leviers existants pour limiter les utilisations de PPP. Des thématiques telles que les stratégies prophylactiques pour protéger la santé des cultures sans recourir aux PPP, ou la comparaison des impacts sur la biodiversité de différents types de systèmes agricoles utilisant ou pas des PPP, ne sont pas l'objet du présent état des lieux, afin d'éviter la redondance avec d'autres travaux réalisés parallèlement. De telles analyses sont en effet conduites de manière complémentaire dans le cadre notamment de l'ESCo sur les régulations naturelles des bioagresseurs, et du Programme prioritaire de recherche *Cultiver et protéger autrement*. La constitution du collectif d'experts et celle du corpus n'ont pas été orientées pour couvrir ces thématiques, en particulier dans le domaine de l'agronomie qui n'est pas central dans l'approche mise en œuvre. Pour autant, certaines modalités d'utilisation des produits influent sur les dynamiques de dispersion des substances et l'exposition des organismes non ciblés. Les connaissances disponibles concernant l'influence sur les impacts des PPP de paramètres tels que le matériel d'application, les pratiques qui déterminent l'état du sol, ainsi que les aménagements réalisables à l'échelle de la parcelle comme du paysage, ont donc été intégrées dans le périmètre de l'étude.

Partie I.
Contexte, méthode et cadrage scientifique

Chapitre 1. Contexte et état des lieux initial **27**

Chapitre 2. Méthode de travail et sources mobilisées **69**

Chapitre 3. Cadrage scientifique et référentiels communs **87**

Chapitre 1
Contexte et état des lieux initial

Auteurs : **Sophie Leenhardt** (coordinatrice), **Estelle Delebarre** (chargée de mission), **Wilfried Sanchez**

Sommaire

1. Objectifs de réduction des utilisations et des risques des PPP 29
1.1. Stratégies européennes 29
1.2. Au niveau national, Ecophyto 29
1.3. Résultats toujours attendus 31
1.3.1. Cour des comptes 31
1.3.2. Commission européenne : REFIT 32
1.4. Initiatives spécifiques 32
1.4.1. Plan national chlordécone 32
1.4.2. Stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens 33
1.4.3. Néonicotinoïdes 33
1.4.4. Plan pollinisateurs 33
1.4.5. Sortie du glyphosate 34
1.4.6. Saisines de l'Anses et de l'Inserm sur les SDHI (fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase) 34
1.4.7. Nouvelles conditions d'utilisation du cuivre 35
1.4.8. Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle 35
2. Dispositif d'évaluation avant mise sur le marché 35
2.1. EFSA (European Food Safety Authority) 35
2.2. Anses 36
2.3. Articulation entre connaissances scientifiques, expertise, décision et gestion 37

3. Principaux dispositifs institutionnels de suivi des utilisations des PPP et de surveillance de leurs impacts sur la biodiversité 38

3.1. Les utilisations de PPP et leurs évolutions 38

3.1.1. Historique de la collecte de données et indicateurs 38

3.1.2. Derniers rapports disponibles 41

3.1.3. Principaux facteurs de variabilité des utilisations de PPP 46

3.2. Principaux modes d'action et classifications des PPP 47

3.3. Surveillance de la contamination des milieux 48

3.3.1. Historique des principaux réseaux de surveillance et de leurs évolutions 48

3.4. Surveillance de l'état de la biodiversité 58

3.4.1. Principaux réseaux de surveillance et leurs évolutions 58

3.4.2. Derniers rapports disponibles 62

Références bibliographiques 65

L'ESCo de 2005 *Pesticides, agriculture et environnement* a précédé le Grenelle de l'Environnement en 2007, la mise en place du premier plan Ecophyto en 2008, et l'adoption du « Paquet pesticides » par l'Union européenne en 2009, pour lesquels elle a fourni un état des lieux important. L'évolution de ce contexte règlementaire et scientifique est ici retracée pour mettre en perspective la question de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité et les services écosystémiques, telle qu'elle est posée dans le cadre du programme Ecophyto2+. Les politiques publiques relatives aux produits phytopharmaceutiques comportent en effet différentes composantes : des objectifs quant à l'évolution des utilisations, des règles quant aux conditions d'évaluation et de mise sur le marché des produits, et enfin des dispositifs de surveillance.

1. Objectifs de réduction des utilisations et des risques des PPP

1.1. Stratégies européennes

En 2009, au titre de la « Stratégie thématique concernant une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable » qui avait été adoptée en 2006, les institutions européennes ont adopté un nouveau cadre législatif dit « Paquet pesticides », constitué de la directive n°2009/128 (Commission européenne, 2009b) pour une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, du règlement n°1107/2009 (Commission européenne, 2009c) portant sur la mise sur le marché (AMM) des produits phytopharmaceutiques, de la directive n°2009/127 (Commission européenne, 2009a) sur le matériel d'épandage, et du règlement 1185/2009 relatif aux statistiques sur les pesticides.

L'objectif est double. Il s'agit, d'une part, de renforcer l'harmonisation des procédures d'autorisation de mise en marché avec une application en deux temps du règlement n°1107/2009 : (1) approbation des substances actives au niveau de l'Union européenne (UE), (2) demande d'AMM pour les produits phytopharmaceutiques contenant une ou plusieurs substances et des coformulants, au niveau national. D'autre part, et plus globalement, il s'agit d'engager un mouvement de réduction des risques et de la dépendance aux pesticides avec la mise en place par les Etats membres de « plans d'action nationaux visant à fixer des objectifs quantitatifs, des cibles, des mesures, des calendriers et des indicateurs en vue de réduire les risques et les effets de l'utilisation des pesticides sur la santé humaine et l'environnement, (…) réduire la dépendance à l'égard de l'utilisation des pesticides » (Commission européenne, 2009b)[1], améliorer l'information des utilisateurs et du public, développer la recherche. En France, le plan Ecophyto a été mis en œuvre en application de cette disposition.

Plus récemment dans le cadre du Pacte vert pour l'Europe ou *Green deal*, des objectifs de réduction de l'usage des pesticides et des risques associés ont été inscrits en mai 2020, à la fois dans la Stratégie de l'UE en faveur de la biodiversité à l'horizon 2030, et dans la Stratégie « de la ferme à la table » sur l'agriculture et l'alimentation. Il s'agit ainsi de « réduire de 50% l'utilisation des pesticides chimiques en général et les risques qui leur sont associés d'ici à 2030 et (…) réduire de 50% l'utilisation des pesticides qui présentent des risques plus élevés d'ici à 2030 »[2].

1.2. Au niveau national, Ecophyto

De manière concomitante à l'adoption du Paquet pesticides au niveau européen, la France a mis en place en 2008 la première génération du plan Ecophyto dont l'objectif était de réduire, « si possible », les utilisations de produits phytopharmaceutiques de 50% en 10 ans, il s'agissait ainsi d'« Ecophyto 2018 ». Il a conduit à la mise en place d'actions de recherche ainsi que d'incitation et d'accompagnement à la réduction du recours aux PPP, et parallèlement à des restrictions dans le domaine des autorisations de mise sur le marché : retrait ou réduction des

[1] Considérant (5).
[2] https://ec.europa.eu/info/sites/default/files/communication-annex-eu-biodiversity-strategy-2030_fr.pdf [Consulté le 14/01/2022].

usages autorisés pour certains produits, interdiction d'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les espaces verts, forêts, et promenades gérés par des personnes publiques (entrée en application début 2017), interdiction de leur vente aux particuliers (entrée en application début 2019), puis extension de cette interdiction aux espaces verts privés ou d'établissements publics, cimetières et équipements sportifs (entrée en vigueur au 1er juillet 2022)[3].

Les résultats sont toutefois restés loin des objectifs initiaux, et ce plan a été réévalué et réajusté à plusieurs reprises pour donner Ecophyto2 en 2015, et Ecophyto2+ en 2019. En 2015, l'objectif d'une réduction de 50% en 10 ans est réaffirmé en distinguant deux phases : généralisation des techniques disponibles à l'horizon 2020, puis mutation plus profonde et systémique de l'appareil de production à 2025. Le plan Ecophyto2+ adopté en 2019 maintient le cap de cette réduction de 50% entre 2015 et 2025, et intègre au plan d'action adopté en avril 2018 dans le cadre d'Ecophyto 2, le plan de sortie du glyphosate annoncé par le gouvernement le 22 juin 2018.

Le suivi de la réalisation de ces objectifs est basé sur des indicateurs dont la définition est un sujet clé de la gouvernance d'Ecophyto. L'information la plus directement accessible est le tonnage de ventes de substances actives (QSA), permettant de suivre l'évolution dans le temps et la comparaison entre régions de l'Organisation de coopération et de développement économiques (OCDE). Depuis 2008, une banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques (BNV-D) permet de disposer des quantités déclarées par les distributeurs et d'en déduire les quantités de substances correspondant à l'aide d'un référentiel sur la composition de produits. Ces données sont agrégées au département de vente. Depuis 2012, cette déclaration est également obligatoire pour les acheteurs qui se fournissent auprès d'un distributeur non soumis à cette obligation (ex : fournisseur étranger). Cet indicateur est toutefois peu révélateur de l'utilisation effective des produits phytopharmaceutiques et de leurs impacts, du fait que les différentes substances sont efficaces à des doses très variables.

Dans le cadre d'Ecophyto 2018, cet indicateur a donc été complété par le calcul annuel du nombre de doses unités (NODU) qui rapporte la quantité de chaque substance active à une dose « unité » qui lui est propre (dose d'homologation la plus élevée), et permet d'apprécier globalement l'évolution du recours aux pesticides à partir des ventes (Baschet et Pingault, 2009). Ces deux indicateurs sont calculés en distinguant trois catégories de produits : les cancérogènes, mutagènes ou reprotoxiques (CMR1 ou 2) ; les produits très toxiques (T+) ou toxiques (T) ; et les autres produits.

L'indicateur de fréquence de traitement (IFT) fournit une première approche de l'intensité du recours aux pesticides intégrant dans son calcul la dose d'utilisation (dose utilisée sur un hectare au cours d'une campagne), mais le profil environnemental de la spécialité n'est pas pris en compte (comportement des substances dans l'environnement, écotoxicité) (Aubertot *et al.*, 2005). Il nécessite en outre de connaître les pratiques d'utilisation des produits et n'est ainsi pas disponible chaque année pour l'ensemble des cultures mais seulement dans les cas où des enquêtes ont été réalisées (principalement les enquêtes « pratiques culturales » conduites épisodiquement par les services statistiques du ministère de l'Agriculture sur un échantillon de parcelles).

Le plan Ecophyto 2 reprend ces indicateurs de quantités (QSA, NODU), et d'intensité du recours (IFT), et en y associant des informations en matière d'évolution des pratiques, de risque et d'impact. Les QSA, NODU et IFT doivent alors être déclinés par segments d'utilisation (« usages agricoles classiques ou foliaires, hors produits de traitement de semences et hors produits de biocontrôle », « usages agricoles de traitements de semences », « usages non agricoles amateurs », « usages non agricoles professionnels »), selon les modes d'action des produits (herbicide, fongicide, insecticide, acaricide…) et une diversité accrue de catégories (biocontrôle, faible risque, utilisables en agriculture biologique, produits cancérogènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR)). Des indicateurs complémentaires ont également été introduits en matière de risque et d'impacts tels que

[3] Loi n°2014-110 dite « Labbé » République française, 2020. Loi n°2020-1578 du 14 décembre 2020 relative aux conditions de mise sur le marché de certains produits phytopharmaceutiques en cas de danger sanitaire pour les betteraves sucrières. *JORF n°0302 du 15 décembre 2020*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000042665456/ visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national, modifiée par les lois 2015-992 et 2017-348, et Arrêté du 15 janvier 2021 relatif aux mesures de protection des personnes lors de l'utilisation de produits phytopharmaceutiques dans les propriétés privées, les lieux fréquentés par le public et dans les lieux à usage collectif.

l'indicateur de risque prédit pour les pesticides dans les eaux (IR2PE), qui estime la tendance en matière de risque pour le milieu aquatique et l'eau potable, et l'indice de présence de pesticides dans les cours d'eau (IPCE), ou l'observation d'espèces bio-indicatrices du réseau « 500_ENI » (réseau de 500 parcelles fixes en métropole pour l'observation des effets non intentionnels des produits phytopharmaceutiques).

Ecophyto2+ reprend cet ensemble d'indicateurs, et prévoit d'engager une réflexion sur la pertinence et l'évolution des indicateurs d'impacts (toxicité des produits, effets sanitaires, impacts sur la biodiversité, impacts sur l'eau, résistance des bioagresseurs).

Enfin, la Convention citoyenne pour le climat, qui a rassemblé 150 citoyens entre octobre 2019 et juin 2020 pour élaborer des propositions permettant de réduire les émissions de gaz à effet de serre d'au moins 40% par rapport à 1990 d'ici 2030 dans un esprit de justice sociale, a également abordé la question des produits phytopharmaceutiques. Parmi les propositions issues de ce travail figure la proposition SN2.1.4.[4] concernant les produits phytopharmaceutiques, qui échelonne les objectifs suivants :

- A court terme, interdiction des produits CMR (cancérogènes, mutagènes, reprotoxiques).
- D'ici 2025 réduire d'au moins 50% les produits phytopharmaceutiques, dans la mesure du possible.
- En 2035, « supprimer les produits les plus dommageables pour l'environnement, en trouvant des solutions intermédiaires phytopharmaceutiques et en ciblant davantage le but à atteindre ».

1.3. Résultats toujours attendus

Au regard de ces objectifs réaffirmés et déclinés à différentes échelles, des moyens engagés et des dispositions prises, l'insuffisance des résultats observés interroge. Malgré un objectif réaffirmé à plusieurs reprises d'une forte réduction des produits phytopharmaceutiques et de leurs impacts sur l'environnement, les usages agricoles ont continué leur progression[5] en France. Bien que les substances les plus préoccupantes en termes d'impacts sur la santé et l'environnement aient commencé à être retirées du marché au niveau européen et en France, cette tendance s'accompagne aussi d'une recrudescence des dérogations accordées au niveau national pour des usages considérés comme des situations d'urgence sanitaire, à l'instar de la dérogation accordée en France pour l'utilisation de néonicotinoïdes sur les cultures de betteraves sucrières entre 2021 et 2023 (République française, 2020). Entre l'ambition des objectifs affichés, l'ampleur des moyens mobilisés, la dépendance persistante aux produits phytopharmaceutiques du système productif et le déclin persistant de la biodiversité (et de ses conséquences potentielles sur le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques rendus), la politique des produits phytopharmaceutiques est sous tension.

1.3.1. Cour des comptes

Au niveau national, la Cour des Comptes a réalisé une enquête sur le bilan des plans Ecophyto de réduction des usages et des effets des produits phytopharmaceutiques conçus et mis en œuvre en France depuis 2008. Elle a transmis en novembre 2019 les principales conclusions[6] de ce bilan soulignant que les effets des plans Écophyto demeurent très en deçà des objectifs fixés au regard de l'ampleur des moyens mobilisés.

Au niveau européen, c'est le même constat qu'établit la Cour des comptes européenne en février 2020 avec un rapport affirmant que « les progrès accomplis en vue de mesurer et de réduire les risques liés à l'utilisation des pesticides dans l'UE ont été limités » et que « l'action de l'UE n'a pas permis de véritables progrès »[7].

---

[4] Convention Citoyenne pour le Climat, 'Se Nourrir - Objectif 2.1 Développer Les Pratiques Agroécologiques' : https://propositions.conventioncitoyennepourleclimat.fr/pdf/pr/ccc-senourrir-developper-les-pratiques-agroecologiques.pdf [Consulté le 15/01/2022]

[5] Note de suivi 2018-2019 du plan Ecophyto : https://ecophytopic.fr/sites/default/files/2020-02/ecophyto-note-de-suivi-2018-2019-vdef-compresse.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[6] Cour des comptes, *Le bilan des plans Écophyto*, 27 novembre 2019 : https://www.ccomptes.fr/system/files/2020-01/20200204-refere-S2019-2659-bilan-plans-ecophyto.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[7] Cour des comptes européenne, *Pesticides : L´action de L´UE n´a pas permis de véritables progrès*, 2020 : https://www.eca.europa.eu/fr/Pages/NewsItem.aspx?nid=13406 [Consulté le 15/04/2021]

En juin 2020, elle publie un rapport spécial dénonçant l'inefficacité de la PAC au regard du déclin de la biodiversité des terres agricoles[8].

En juillet 2020, cette même Cour des comptes européenne publie un rapport spécial sur la protection des pollinisateurs sauvages[9], estimant que « les initiatives de la Commission n'ont pas porté leurs fruits ». Elle établit en particulier que « La procédure d'évaluation des risques concernant les abeilles mellifères n'est actuellement pas conforme aux exigences légales » : les risques pour les abeilles ne sont évalués que sur la base de la toxicité aiguë, alors que la règlementation exige que les effets potentiels de l'exposition chronique et répétée des abeilles mellifères adultes soient aussi évalués.

1.3.2. Commission européenne : REFIT

Dans le cadre du processus REFIT (Regulatory Fitness and Performance programme) pour l'amélioration continue de la législation européenne, la Commission a engagé en 2016 une évaluation de la législation sur les produits phytopharmaceutiques. Elle a ainsi publié en mai 2020 un rapport sur l'évaluation du règlement n°1107-2009 (Commission européenne, 2009c) encadrant les procédures de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et du règlement n°396-2005 (Commission européenne, 2005) sur les limites maximales de résidus (LMR), et un autre sur la mise en œuvre par les Etats membres de leurs objectifs nationaux en application de la directive sur une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable[10]. Les indicateurs de risque suivis par la Commission européenne dits HRI1 (Harmonised Risk Indicator) pour les quantités commercialisées pondérées par leur toxicité, et HRI2 pour les autorisations d'urgence, présentent ainsi des tendances divergentes. Si le premier a pu montrer une certaine amélioration depuis 2011, le second s'est nettement dégradé[11]. En outre la Commission constate que la gestion intégrée des ravageurs (IPM pour Integrated pest management) reste insuffisamment mise en œuvre.

1.4. Initiatives spécifiques

Outre les objectifs généraux de réduction des utilisations de PPP dans leur ensemble, des initiatives ont été prises plus spécifiquement en lien avec certaines substances ou familles de substances, certains types d'effet (perturbateurs endocriniens) ou certains types d'organismes (pollinisateurs) en lien avec la problématique des PPP.

1.4.1. Plan national chlordécone

La chlordécone est un insecticide organochloré qui a été utilisé en Guadeloupe et en Martinique de 1972 à 1993, mais reste présent dans les sols, contaminant durablement les écosystèmes *via* un transfert par l'eau et les plantes. Depuis 2008 il fait l'objet de plans gouvernementaux successifs pour la mise en œuvre d'actions contre cette pollution et contre les risques qui en découlent pour la santé humaine et l'environnement. La quatrième édition du plan couvrira la période 2021-2027 et comporte six stratégies dont une sur « santé - environnement – alimentation » elle-même déclinée en 3 enjeux : santé des populations, environnement et alimentation locale saine et durable vers le zéro chlordécone. L'enjeu « Protéger l'environnement » fixe entre autres des objectifs en matière d'acquisition de connaissances sur les expositions et les impacts environnementaux (cartographie des sols contaminés, modélisation de panaches de pollution, etc.). Une expertise scientifique portant sur les risques des pesticides pour la santé a été restituée par l'Inserm en 2021 (2021) avec un volet spécifique concernant la chlordécone, qui confirme les propriétés de perturbation endocrinienne de la chlordécone, ainsi que sa forte capacité chlordécone à se bioaccumuler le long des chaînes trophiques.

[8] Cour des comptes européenne, *Biodiversité des terres agricoles: La contribution de la PAC n'a pas permis d'enrayer le déclin*, 2020 : https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_13/SR_Biodiversity_on_farmland_FR.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[9] Cour des comptes européenne, *Protection des pollinisateurs sauvages dans l'Union européenne – Les initiatives de la Commission n'ont pas porté leurs fruits*, 2020 : https://www.eca.europa.eu/Lists/ECADocuments/SR20_15/SR_Pollinators_FR.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[10] https://ec.europa.eu/food/sites/food/files/plant/docs/pesticides_sud_report-act_2020_en.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[11] Commission européenne, Trends in Harmonised Risk Indicators for the European Union : https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/sustainable-use-pesticides/harmonised-risk-indicators/trends-eu_en [Consulté le 15/04/2021]

1.4.2. Stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens

Les préoccupations relatives aux propriétés de perturbation endocrinienne des substances chimiques sont progressivement montées en puissance à la fin du XXe et au début du XXIe siècle en lien avec la multiplication des observations sur l'importance du fonctionnement endocrinien pour le fonctionnement des organismes, et sur les interactions complexes de ce fonctionnement avec l'exposition aux substances. Une première stratégie nationale a été établie en 2014. Une deuxième génération de cette stratégie a été adoptée pour 2019-2022[12] et entérine notamment l'objectif d'améliorer la surveillance de l'imprégnation de l'environnement par les perturbateurs endocriniens, et de réviser les normes environnementales afin de prendre en compte les spécificités d'action des perturbateurs endocriniens. L'Anses a en outre été mobilisée pour contribuer en 2016 à la définition des critères d'identification des perturbateurs endocriniens qui seront intégrés dans le cadre des règlements européens sur les PPP (Commission européenne, 2019b) et les produits biocides. Bien que l'évaluation des propriétés de perturbation endocrinienne des substances soit encore en cours, l'initiative a été prise en juin 2020 au sein de l'Union européenne par les autorités de six pays dont la France, de mettre en ligne la liste faisant du statut des substances qui ont été évaluées au regard de leur classification ou non comme perturbateur endocrinien[13].

1.4.3. Néonicotinoïdes

L'usage des insecticides de la famille des néonicotinoïdes a fait l'objet de restrictions progressives depuis 2013 au niveau européen. En France, il a été interdit pour l'agriculture depuis 2018 en raison de leurs effets sur les organismes non ciblés, en application de la loi de 2016 en faveur de la biodiversité, et en lien avec la publication du premier Plan pollinisateurs 2016-2020. Entre 2016 et 2018 l'Anses a été saisie pour évaluer les risques et bénéfices des alternatives aux PPP à base de néonicotinoïdes[14]. Pour autant, des dérogations ont été accordées depuis, pour le traitement des betteraves sucrières qui a été réautorisé à titre temporaire pour 120 jours par arrêté du 5 février 2021, laquelle dérogation a été renouvelée pour la campagne de traitements 2022. Elle s'accompagne du financement d'un programme de recherche spécifique sur les alternatives aux néonicotinoïdes. L'Anses a été à nouveau saisie pour établir les mesures qui pourraient permettre de limiter l'exposition des pollinisateurs aux néonicotinoïdes, l'année de la semence de betteraves traitées et pour les cultures suivantes[15].

1.4.4. Plan pollinisateurs

La thématique de la pollinisation est située à l'intersection de différents domaines de préoccupation qui lui confèrent un enjeu politique important. Cette activité des insectes pollinisateurs est en effet nécessaire à la production agricole dont elle assure la fécondité. Elle est en partie assurée par une population d'insectes par ailleurs domestiquée et ressource fondamentale de la filière de production apicole. Il s'agit d'une des rares espèces d'invertébrés à bénéficier d'un statut symbolique valorisé, et dont le déclin est depuis plusieurs décennies source de préoccupation. Parmi les nombreuses initiatives prises sur le sujet, l'EFSA a été sollicitée en 2013 pour renforcer la protection des pollinisateurs assurée par l'évaluation des risques écotoxicologiques avant mise sur le marché des PPP. Les lignes directrices alors proposées n'ont toutefois jamais été adoptées par les Etats membres de l'UE ce qui a conduit à une révision de la proposition de l'EFSA. Ce n'est qu'en septembre 2021 que la Commission européenne annonce la préparation d'un projet d'acte délégué pour l'évaluation des risques des PPP sur les colonies d'abeilles domestiques avec un niveau acceptable de réduction des colonies de 10%, et une entrée en vigueur envisagée pour 2025. En 2016, la plateforme intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) publie un rapport dédié au service écosystémique de pollinisation (IPBES, 2016). Au

[12] Deuxième stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens 2019-2022 : https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2019.09.03%20document%20de%20r%C3%A9f%C3%A9rence.pdf [Consulté le 15/01/2022]
[13] Endocrine Disruptor Lists : https://edlists.org/ [Consulté le 15/01/2022].
[14] Anses, Glyphosate, point sur les évaluations conduites par l'Anses, 2021 : https://www.anses.fr/fr/content/risques-et-b%C3%A9n%C3%A9fices-des-produits-phytopharmaceutiques-%C3%A0-base-de-n%C3%A9onicotino%C3%AFdes-et-de-leurs [Consulté le 15/01/2022].
[15] https://www.anses.fr/fr/content/les-n%C3%A9onicotino%C3%AFdes [Consulté le 15/01/2022].

niveau national, un premier Plan national d'actions est adopté en 2016 pour 2016-2020, suivi fin 2021 d'un nouveau Plan national en faveur des insectes pollinisateurs et de la pollinisation pour 2021-2026[16].

1.4.5. Sortie du glyphosate[17]

Le 22 juin 2018, après des discussions difficiles au niveau européen qui ont conduit au renouvellement de l'approbation du glyphosate pour cinq ans, le gouvernement a annoncé un Plan de sortie du glyphosate à mettre en œuvre au niveau national, dont les modalités ont été intégrées dans Ecophyto2+. Le plan de sortie comporte le réexamen par l'Anses[18] des Autorisations de Mise sur le Marché (AMM) des produits phytopharmaceutiques contenant du glyphosate. Avec l'appui d'INRAE pour l'identification des alternatives et de leurs coûts (Jacquet *et al.*, 2019a ; Jacquet *et al.*, 2019b ; Carpentier *et al.*, 2020), l'Anses a également réalisé une évaluation comparative des produits comportant du glyphosate. Cette évaluation est basée sur les alternatives constituées par des produits de biocontrôle ou des produits à faible risque, et sur les méthodes de prévention et de lutte d'usage courant. À l'issue de ces travaux, certains produits et usages ont fait l'objet de restrictions[19]. La notion d'alternative déterminée dans ce cas par le règlement européen n°1107/2009[20] est toutefois restrictive en ce qu'elle ne considère pas la perspective d'une évolution de la stratégie de protection en lien avec une évolution de la stratégie technico-économique plus globale du système de production.

Une expertise scientifique portant sur les risques des pesticides pour la santé a été restituée par l'Inserm (2021) en 2021 avec un volet spécifique concernant le glyphosate, met en évidence des résultats plutôt négatifs concernant le caractère mutagène du glyphosate, et plutôt positifs concernant son caractère génotoxique. Elle souligne en outre la nécessité de d'avantage investiguer ses effets intergénérationnels et ses effets sur le microbiote.

Les objectifs pour 2022 établis au niveau national dans le Plan de sortie du glyphosate ont finalement été abandonnés pour réinscrire cette stratégie dans le cadre européen. Il s'agit en particulier de l'arrivée à échéance fin 2022 de l'approbation de cette substance, avec une décision à prendre sur son éventuel renouvellement.

1.4.6. Saisines de l'Anses et de l'Inserm sur les SDHI (fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase)

Les SDHI sont utilisés comme fongicides pour leur capacité à perturber le fonctionnement mitochondrial. Le caractère très générique à l'échelle du vivant des mécanismes visés par les SDHI, ont a conduit un collectif de chercheurs à alerter en 2018 sur leur potentielle toxicité. En conséquence l'Anses a été saisie en 2019 et un volet spécifique aux SDHI a été développé dans le cadre de l'expertise scientifique portant sur les risques des pesticides pour la santé restituée par l'Inserm (2021) en 2021. Ces travaux indiquent que certains SDHI pourraient être considérés comme des perturbateurs endocriniens et font état « d'un certain nombre d'études d'écotoxicologie démontrant des effets délétères de l'exposition aux SDHi sur les écosystèmes et la biodiversité » (Inserm, 2021).

---

[16] https://www.ecologie.gouv.fr/lancement-du-nouveau-plan-national-pollinisateurs-2021-2026 [Consulté le 15/01/2022].

[17] Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation, Plan de sortie du glyphosate : Le dispositif, 2019 : https://agriculture.gouv.fr/plan-de-sortie-du-glyphosate-le-dispositif [Consulté le 15/01/2022].

[18] Anses, Glyphosate, point sur les évaluations conduites par l'Anses, 2021 : https://www.anses.fr/fr/content/glyphosate-point-sur-les-%C3%A9valuations-conduites-par-lanses

[19] https://www.anses.fr/fr/content/glyphosate-l%E2%80%99anses-publie-les-r%C3%A9sultats-de-son-%C3%A9valuation-comparative-avec-les-alternatives [Consulté le 15/01/2022].

[20] Sur le plan réglementaire, la comparaison entre substances est prévue dans le cadre des processus de substitution. Lorsque des impacts inacceptables sont identifiés sur au moins deux critères environnementaux PBT (persistance, bioaccumulation, toxicité), une substance peut être classée candidate à la substitution. Il revient alors aux autorités nationales de ne plus autoriser la commercialisation des produits comportant une telle substance, dès lors qu'une alternative est identifiée. Le paragraphe 1 de l'article 50 du règlement n°1107/3009 établit les critères suivant lesquels une alternative est considérée comme viable : a) elle doit être disponible et pour le même usage et sensiblement plus sûre pour la santé et l'environnement ; b) elle ne doit pas présenter d'inconvénients économiques ou pratiques majeurs ; c) la diversité chimique des substances actives ou méthodes et pratiques envisagées doit être de nature à réduire autant que possible l'apparition d'une résistance dans l'organisme cible ; d) les utilisations mineures doivent être prises en compte.

1.4.7. Nouvelles conditions d'utilisation du cuivre

La mise en évidence de l'accumulation du cuivre et de ses effets négatifs notamment sur les organismes du sol, conduit à en restreindre progressivement l'usage au niveau de l'Union européenne, et certains pays ont opté pour son interdiction comme PPP (Pays-Bas, Danemark). Le réexamen de l'approbation de cette substance a conduit à une limitation à partir du 1er janvier 2019 de la quantité totale applicable à 28 kg/ha sur 7 ans. De manière concomitante, la modification de la réglementation européenne relative à l'agriculture biologique a conduit à supprimer la possibilité pour les Etats membres d'autoriser un « lissage » pour les cultures pérennes dans la limite de 30 kg/ha sur une période de 5 années glissantes. A partir de la fin de l'année 2019, les conditions d'utilisation du cuivre sont ainsi les mêmes en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle, et sont fixées par les AMM.

1.4.8. Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle

La recherche de produits de substitution aux substances dont l'usage a été restreint en raison de leurs effets non intentionnels, a conduit à promouvoir le développement de PPP dans le domaine du biocontrôle. Ceux-ci sont présumés moins nocifs, et à ce titre ils ne sont pas concernés par les objectifs de réduction des usages. Ces dispositions incitatives au développement du biocontrôle ont été intégrées dès les débuts du plan Ecophyto et ont été progressivement développées, pour constituer fin 2020 une Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle publiée fin 2020 pour la période 2020-2025[21].

2. Dispositif d'évaluation avant mise sur le marché

Les premiers textes européens visant l'harmonisation des règles régissant le marché commun des produits phytopharmaceutiques datent de la fin des années 1970[22]. Mais ce n'est qu'en 1991 que la Directive n°91/414/CEE (1991) introduit le principe d'une procédure d'autorisation des substances actives au niveau européen, sur la base d'une évaluation documentée de leur efficacité et de leur innocuité au regard de la santé et de l'environnement.

Les cadres règlementaires qui interviennent dans le champ de l'ESCo relèvent des domaines de la protection de la santé, de la protection de l'environnement, et de la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. Les processus d'approbation des produits phytopharmaceutiques se rattachent par ailleurs à d'autres cadres et évoluent parallèlement aux niveaux européen (« Paquet pesticides ») et national (délivrance des autorisations de mise sur le marché). A chaque étape, les connaissances scientifiques sont mobilisées sous l'égide des agences d'évaluation des risques (EFSA, Anses) qui sont notamment chargées de l'examen des dossiers de demandes d'approbation et d'autorisation de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques.

2.1. EFSA (European Food Safety Authority)

L'EFSA a été instituée en 2002 par le règlement 178/2002 sur les Principes généraux et prescriptions générales de la législation alimentaire, instituant l'Autorité européenne de sécurité des aliments et fixant des procédures relatives à la sécurité des denrées alimentaires. Elle est chargée, au niveau européen, de l'examen des évaluations des risques liés aux substances actives suite aux dossiers fournis par les demandeurs, conformément à la réglementation sur les produits phytopharmaceutiques (Règlement (CE) n°1107/2009 (2009c). A cette fin, elle établit les outils méthodologiques et références scientifiques qui doivent être utilisés lors de ces évaluations. Ces références évoluent au cours du temps avec l'avancée des connaissances et l'évolution des préoccupations politiques. En ce qui concerne plus particulièrement les impacts sur la biodiversité, parmi les nombreuses

[21] https://agriculture.gouv.fr/strategie-nationale-de-deploiement-du-biocontrole [Consulté le 15/01/2022].
[22] Directives 76/894/CE et 76/895/CE sur les limites maximales de résidus de produits phytosanitaires dans les denrées alimentaires, Directive 79/117/CE introduisant les premières listes de produits interdits.

publications de la dernière décennie, on peut citer le bilan des connaissances scientifiques les plus avancées concernant les risques associés aux pesticides pour les abeilles communes, les bourdons et les abeilles solitaires en 2012, qui a servi de base à l'élaboration d'une proposition de lignes directrices pour l'évaluation des risques des produits phytopharmaceutiques pour les abeilles en 2013 (European Food Safety Authority, 2013) puis d'un avis scientifique en 2020 (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021), et plus spécifiquement ses conclusions sur les néonicotinoïdes en 2018[23], ainsi que sur l'identification du caractère perturbateur endocrinien des produits en 2018 (European Chemicals Agency (Echa) et Efsa, 2018), conformément aux critères établis la même année par le règlement européen n°2018/605. Elle a également produit en 2015 un rapport sur le recensement des données utilisées pour l'évaluation des risques « Collection of pesticide application data in view of performing Environmental Risk Assessments for pesticides » (Garthwaite *et al.*, 2015), et des documents plus transversaux : « Recovery in environmental risk assessments at EFSA » en 2016 (More *et al.*, 2016), et « Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA in relation to biodiversity and ecosystem services », en 2016 (Benford *et al.*, 2016). Plus en lien avec le domaine de la santé, des travaux sont en cours sur l'évaluation des effets cumulatifs de groupes de pesticides sur la santé, la méthodologie d'évaluation de l'exposition des riverains et les distances à respecter lors de l'épandage des produits (More *et al.*, 2019). L'évaluation environnementale a en outre été placée au centre de la réunion du forum consultatif de l'EFSA d'avril 2020 (Devos *et al.*, 2020).

En 2017, une initiative citoyenne européenne[24] sur le glyphosate (ICE « Stop Glyphosate ») a conduit à la réforme du système d'évaluation des produits phytopharmaceutiques et à l'adoption du règlement 2019/1381 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, venu modifier le règlement 178/2002. Cette réforme est entrée en vigueur le 27 mars 2021, avec des évolutions sur la transparence (accessibilité des études et données mobilisées par le pétitionnaire, mais aussi des règles de confidentialité), la possibilité de financer, au besoin, des études complémentaires ou permettant de confronter les éléments fournis par le pétitionnaire, une ouverture de la gouvernance de l'EFSA aux Etats membres, parlementaires et représentants de la société civile, et la mise en place d'un plan concerté pour la communication sur le risque.

2.2. Anses

Au niveau national, l'Anses examine les évaluations de risques associées aux demandes d'autorisation de mise sur le marché des produits (substance active approuvée au niveau UE associée aux co-formulants) pour les usages envisagés (culture, bioagresseur ciblé, mode d'application). Elle délivre ensuite les autorisations et tient un registre de ses décisions. A ce titre, elle développe ses propres cadres méthodologiques tout en tenant compte des lignes directrices de l'EFSA. Elle contribue aussi à l'élaboration de ces lignes directrices européennes qui font l'objet de consultations avant adoption. Comme toute agence sanitaire d'un Etat européen, elle peut être chargée du premier examen d'une demande d'approbation, en amont de l'avis de l'EFSA.

Au cours de la dernière décennie, les principaux travaux de l'Anses sur les produits phytopharmaceutiques, outre les avis portant spécifiquement sur les demandes d'autorisation de mise sur le marché, ont souvent porté sur les risques pour la santé humaine[25]. Toutefois de nombreux travaux portent également sur l'analyse des incidences sur l'environnement, ou d'autre thématiques plus particulièrement liées à celles de la présente ESCo :

---

[23] EFSA, 'Questions et Réponses : Conclusions 2018 sur les néonicotinoïdes', 2018 : https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/news/180228-QA-Neonics-fr.pdf [Consulté le 15/01/2022]

[24] Droit d'initiative politique introduit en 2007 par le traité de Lisbonne à l'article 11 du traité sur l'Union européenne (TUE). Lorsqu'elle est soutenue par au moins un million de citoyens de l'Union européenne, venant d'au moins un quart des pays membres, une ICE peut conduire la Commission européenne à rédiger en des propositions d'actes juridiques répondant aux préoccupations mises en évidence par l'ICE.

[25] Avis de l'Anses relatif à l'équivalence en termes d'efficacité de combinaisons des moyens de réduction de la dérive pour la protection des riverains lors de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques [Consulté le 15/01/2022]

Avis de l'Anses relatif à une demande d'appui scientifique sur les mesures de protection des riverains lors de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques [Consulté le 15/01/2022]

2019 : Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif à « l'évaluation du signal concernant la toxicité des fongicides inhibiteurs de la succinate deshydrogénase (SDHI)» Anses, 2019. *Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des alimentsrelatif à « l'évaluation du signal concernant la toxicité des fongicides inhibiteurs de la succinate deshydrogénase (SDHI)»*. Paris: ANSES, (Saisine n°

2009 : Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif au projet d'arrêté relatif à la procédure simplifiée d'autorisation de mise sur le marché des préparations naturelles peu préoccupantes (Anses, 2009).

2012 : Avis de l'Anses relatif à une demande d'appui scientifique et technique concernant l'adaptation des modalités d'évaluation, article 77 du règlement (CE) n°1107/2009 propositions d'adaptation des modalités d'évaluation des risques pour les produits phytopharmaceutiques de bio-contrôle (notamment phéromones) (Anses, 2012).

2015 : Document guide pour l'évaluation comparative des substances candidates à la substitution (Anses, 2015) (liste de substances établie au niveau UE, dont l'usage ne peut être autorisé que s'il n'existe aucune substitution au moins équivalente en termes d'efficacité-coût-impact).

2016 : Avis de l'Anses relatif à l'évaluation des risques pour le désherbage des voies ferrées (Anses, 2016a).

2016 : Avis de l'Anses relatif à la définition de critères scientifiques définissant les perturbateurs endocriniens (Anses, 2016b), en vue de l'adoption au niveau européen du règlement n°2018/605 qui modifie l'annexe II du règlement n°1107/2009 pour fixer à compter du 20 octobre 2018 des critères scientifiques applicables aux PPP pour la détermination des propriétés perturbant le système endocrinien.

2018 : évaluation des alternatives aux produits phytopharmaceutiques comportant des néonicotinoïdes (Ballot *et al.*, 2018).

2018 : Avis de l'Anses relatif à l'évolution des dispositions réglementaires visant à protéger les abeilles domestiques et les insectes pollinisateurs sauvages (Anses, 2018).

2019 : pollinisateurs et abeilles : recommandations pour l'évolution de la méthodologie d'évaluation du risque et l'établissement de valeurs seuils réglementaires[26] en s'appuyant sur les lignes directrices ESFA publiées en 2013.

2019 : publication des Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité (Fried *et al.*, 2019).

2020 : publication du Rapport d'appui scientifique et technique révisé sur la Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant (CNEP), menée par un réseau d'acteurs en 2018-2019, et identification des substances nécessitant une évaluation approfondie (Anses, 2020).

2.3. Articulation entre connaissances scientifiques, expertise, décision et gestion

Les paragraphes qui précèdent montrent le positionnement de l'évaluation des risques des PPP à l'interface entre les cadres réglementaires existants, la production et la mobilisation de connaissances scientifiques, et les choix politiques. Ces trois éléments sont en évolution et en interaction constantes, ce qui rend complexe cette articulation entre les préoccupations de politiques publiques, les connaissances scientifiques, et la mise en œuvre de protocoles réglementaires. Elle fonctionne à plusieurs sens : les préoccupations politiques contribuent à l'orientation de travaux scientifiques, les connaissances scientifiques contribuent à la prise de conscience et à la perception de phénomènes appelant une initiative politique, les protocoles réglementaires déclinent les connaissances scientifiques dans des cadres correspondant à la contrainte administrative et politique, etc. La complexité de cette articulation est un objet d'étude dans différents domaines disciplinaires qui sont intégrés dans la présente ESCo.

2018-SA-0113), 103 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2018SA0113Ra.pdf. Cette évaluation est poursuivie et actualisée dans le cadre de l'expertise Inserm sur les impacts sur la santé humaine des produits phytopharmaceutiques.
2016 : Expositions professionnelles aux pesticides en agriculture : https://www.anses.fr/fr/content/publication-du-rapport-sur-les-expositions-professionnelles-aux-pesticides-mieux-conna%C3%AEtre. Anses, 2016c. *Expositions professionnelles aux pesticides en agriculture. Avis et rapport*. Paris: ANSES, (Autosaisine n°2011-SA-0192), 244 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011SA0192Ra.pdf.
[26] Protection des abeilles : l'Anses émet des recommandations afin de renforcer le cadre réglementaire, 05/02/2019 ; https://www.anses.fr/fr/content/protection-des-abeilles-l%E2%80%99anses-%C3%A9met-des-recommandations-afin-de-renforcer-le-cadre [Consulté le 15/01/2022]

3. Principaux dispositifs institutionnels de suivi des utilisations des PPP et de surveillance de leurs impacts sur la biodiversité

En lien avec le renforcement des objectifs de réduction des utilisations et de protection de la biodiversité, le recueil d'informations de suivi des utilisations et de surveillance de la contamination et des effets a été aussi progressivement développé. La nature et le contenu des informations ainsi produites dans le cadre institutionnel sont récapitulés dans ce chapitre introductif, comme constituant la base des connaissances disponibles pour les acteurs, et faisant référence pour la prise de décisions. Il s'agit de données dont l'élaboration est fondée sur des bases scientifiques, mais suivant des choix d'échantillonnage et d'indicateurs qui répondent à des impératifs propres à la mise en œuvre des politiques publiques. Il s'agit donc ici de procurer au lecteur le point de départ des connaissances d'ores et déjà structurées dans un cadre institutionnel. Dans les chapitres suivants, l'analyse est développée par les experts de l'ESCo pour établir l'état des lieux des résultats scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture et mis en relation avec les rapports issus de la littérature grise, pour traiter de l'impact des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques. L'analyse intègre alors l'éventail plus large de l'ensemble des approches méthodologiques, des objets d'étude, des techniques d'expérimentation et d'observation, ce qui permet de tirer des enseignements indépendamment des choix établis dans le cadre institutionnel.

3.1. Les utilisations de PPP et leurs évolutions

Connaître la dynamique des utilisations de PPP constitue une première approche de l'exposition potentielle de la biodiversité. L'information généralement la plus accessible est la quantité de produits commercialisée chaque année. Elle ne permet toutefois pas de rendre compte de la dynamique d'utilisation réelle en termes de localisation, concentration, répétition et saisonnalité des traitements. L'information peut ensuite être exprimée par quantité de substance active, tenant compte de la variabilité de poids des produits formulés (substance en solution *versus* enrobage de semence par exemple). Les substances actives sont enfin utilisées à des doses efficaces également très variables, avec des profils écotoxicologiques différents, dont la prise en compte vient préciser la caractérisation des utilisations. Le recueil des informations sur les utilisations de PPP s'est très progressivement affiné au cours des dernières décennies, pour améliorer la prise en compte de ces facteurs d'interprétation.

La présente ESCo n'aborde pas la question du fonctionnement des systèmes de culture et des JEVI, ni des facteurs qui jouent sur les utilisations de PPP. Elle se situe en aval de ces utilisations, pour examiner le devenir dans l'environnement des substances utilisées, et la propagation de leurs effets. La bonne compréhension des données relatives à la contamination des milieux et à l'exposition de la biodiversité à ces substances, nécessite toutefois de rappeler les principaux éléments qui déterminent la variabilité des utilisations de PPP, comme le type d'espèce cultivée, les conditions pédoclimatiques de culture, le niveau de protection visé, et la place des traitements par PPP dans l'ensemble de la stratégie de protection.

3.1.1. Historique de la collecte de données et indicateurs

Au niveau international, l'indicateur relatif à l'utilisation des pesticides recueilli par FAO stat est la quantité de substance active par hectare cultivé (terres arables et cultures pérennes), renseigné à partir de 1990[27]. Cette information a été précisée au cours des vingt dernières années au sein de l'Union européenne avec la mise en œuvre du Paquet pesticides adopté en 2009, et en France avec le plan Ecophyto adopté en 2008.

[27] FAOSTAT, *Pesticides Indicators* : https://www.fao.org/faostat/en/#data/EP/visualize [Consulté le 12 octobre 2021]

Au niveau de l'Union européenne

Parmi l'ensemble des textes législatifs inclus dans le Paquet pesticides, la Directive n°2009/128 (Commission européenne, 2009b) instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, ainsi que le règlement n°1185/2009 (Commission européenne, 2009d) relatif aux statistiques concernant la mise sur le marché et les consommations de pesticides agricoles, ont donné lieu à la mise en place d'un suivi des ventes et des utilisations de produits phytopharmaceutiques dans les Etats membres. Le règlement n°1185/2009 évoque la « nécessité de disposer de statistiques détaillées, harmonisées et récentes sur les ventes et l'utilisation de pesticides au niveau communautaire » dans le but « d'élaborer des indicateurs pertinents sur les risques pour la santé et l'environnement liés à l'utilisation des pesticides ».

Cet outil de diffusion des statistiques européennes permet de connaître l'évolution des ventes de pesticides en masse de substance active, par Etat membre, selon la catégorie de produit (herbicides, insecticides, etc.), depuis 2011[28]. Eurostat collecte également les utilisations par catégorie de produit et par type de culture.

En 2019, la directive 2009/128 (Commission européenne, 2009b) est modifiée (Commission européenne, 2019a) pour y intégrer les modalités de calcul d'indicateurs de risque harmonisés à l'échelle de l'Union européenne. Ces indicateurs sont basés sur les statistiques fournies par les Etats membres en ce qui concerne les ventes de produits phytopharmaceutiques, et le nombre d'autorisations accordées au niveau national à titre dérogatoire (dérogations dites « 120 jours » accordées en cas de circonstances particulières prévues à l'article 53 du règlement n°1107/2009).

Deux indicateurs complémentaires ont ainsi été établis pour mieux tenir compte du profil écotoxicologique des substances dans l'approche du risque que leur utilisation comporte :

- Un indicateur d'évolution globale des quantités de substances mises sur le marché, pondérées par un coefficient associé à chaque substance active en fonction de son profil toxicologique et écotoxicologique tel qu'établi lors de la procédure d'homologation.
- Un indicateur du nombre de dérogations accordées au niveau national par chaque Etat membre. Conformément à l'article 53 du règlement n°1107/2009, ces dérogations autorisent la vente de substances non homologuées au niveau UE pour une durée de 120 jours. Des réflexions sont en cours pour améliorer la précision de cet indicateur en tenant compte des surfaces ou quantités de substances concernées.

Ces indicateurs sont exprimés en indice d'évolution par rapport à la période de référence 2011-2013.

En France

Historiquement, les données sur les ventes de produits phytopharmaceutiques étaient collectées par l'Union des Industries de la Protection des Plantes et des cultures (UIPP) sur la base des déclarations de ses adhérents. A partir de ces données et depuis plus de 40 ans, l'UIPP réalise les bilans annuels des tonnages commercialisés de substances actives.

La nature et l'origine des données d'utilisation de produits phytopharmaceutiques ont ensuite évolué concomitamment à la réglementation. La loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 (République française, 2006) a instauré le paiement d'une Redevance pour pollution diffuse (RPD), en substitution à la composante de la Taxe générale sur les activités polluantes (TGAP) qui était précédemment assise sur la première mise sur le marché de PPP sur le territoire français. Cette disposition fiscale s'est accompagnée de l'obligation pour les distributeurs de PPP de déclarer chaque année les quantités vendues, ce qui a permis de constituer à partir de 2009 la Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés (BNVD). Depuis 2012, cette obligation concerne également les ventes de semences traitées au moyen de produits phytopharmaceutiques. A partir de cette même année, les acquéreurs de produits et de semences traitées doivent transmettre les bilans de leurs achats s'ils se fournissent auprès d'une personne n'étant pas elle-même redevable

[28] https://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/products-datasets/-/AEI_FM_SALPEST09 [Consulté le 12/10/2021].

(notamment dans le cas d'achats à l'étranger)[29]. L'approche territorialisée des ventes est facilitée par le code commune Insee des distributeurs renseigné depuis 2009, et aux codes postaux des acheteurs exploitables à partir de 2015. Ces mesures réglementaires font de la BNVD la référence nationale pour la collecte des données de commercialisation de produits phytopharmaceutiques. Elle renseigne en outre sur la classification des substances en termes de toxicité et d'écotoxicité, suivant une nomenclature qui a été réactualisée en 2019[30]. Néanmoins, la BNVD ne donne aucune information directe quant à la localisation de la parcelle et à la période d'utilisation des produits qu'elle comptabilise[31].

Pour pallier à cette insuffisance, les enquêtes sur les pratiques culturales conduites par les services statistiques du ministère chargé de l'agriculture pour documenter plus généralement l'évolution des pratiques agricoles, ont été renforcées sur le volet phytopharmaceutique dans le cadre de la mise en œuvre du plan Ecophyto. Ces enquêtes ont depuis été conduites au niveau national en 2011, 2014, 2017 et 2021 pour les grandes cultures et prairies ; en 2010, 2013 et 2016 en viticulture ; en 2012, 2015 et 2018 pour l'arboriculture ; et en 2013 et 2018 pour les productions légumières[32].

L'ensemble des données collectées est notamment utilisé pour le calcul des indicateurs contribuant à mesurer l'usage des produits phytopharmaceutiques, et utilisés dans le cadre du suivi du plan Ecophyto :

A partir de la BNVD :

- les QSA (Quantités de Substances Actives), calculées à partir des quantités de produits et des informations relatives à leur composition ;
- le NODU (Nombre de Doses Unité), qui intègre les doses maximum homologuées pour chaque substance, et en déduit pour l'ensemble de la surface cultivée, le nombre de traitements appliqués à pleine dose pour chaque hectare. Il tient ainsi compte de l'écart d'efficacité entre substances.

A partir des enquêtes de pratiques culturales ou données fournies par l'utilisateur :

- L'IFT (Indice de Fréquence de Traitement) calculé à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un groupe d'exploitations, une filière ou un territoire, car il nécessite de connaître les doses appliquées. C'est donc un indicateur qui vise à documenter l'évolution des pratiques et la comparaison entre années ou situations, mais ne renseigne pas l'évolution globale des utilisations.

Les QSA et le NODU sont déclinés pour les usages agricoles et non agricoles. Depuis 2017, la définition des usages agricoles qui était précédemment comprise au sens strict a été élargie, et intègre désormais les produits à usages agricoles, les produits à usages mixtes (agricole et non agricole), ainsi que les produits à usages forestiers[33]. L'ensemble de la série a été revue en conséquence pour éviter d'introduire un biais dans la lecture des évolutions temporelles. Le NODU relatif aux usages non agricoles, ou JEVI (Jardins, espaces végétalisés et infrastructures) est quant à lui calculé à partir des produits de la gamme amateur (EAJ pour Emploi autorisé dans les jardins) et des produits de la gamme professionnelle homologués uniquement en usage non agricoles. Enfin, l'accord-cadre biocontrôle signé en 2012 a mis en évidence la nécessité de développer un indicateur « NODU vert biocontrôle »[34] sur la base des produits de biocontrôle figurant sur la liste régulièrement actualisée par la DGAL[35], des produits qualifiés à faible risque conformément au règlement (CE) n°1107/2009, et des produits dont l'usage

[29] https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2022-03/datalab_essentiel_270_etat_des_lieux_phyto_mars2022_0.pdf [Consulté le 15/04/2022].
[30] Andrade, Antonio ; Coudercy, Laurent, 2020. Descriptif des données des ventes de produits phytopharmaceutiques issues de la BNV-D. Office français de la biodiversité. V4 : http://www.data.eaufrance.fr/opendata-files/bd45f801-45f7-4f8c-b128-a1af3ea2aa3e/bnvd_eaufrance_metadonnees_vente_20201215.pdf [Consulté le 2 octobre 2021].
[31] État des lieux des ventes et des achats de produits phytopharmaceutiques en France en 2020. Data Lab Essentiel (Environnement), mars 2022 : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2022-03/datalab_essentiel_270_etat_des_lieux_phyto_mars2022_0.pdf [Consulté le 20 mars 2022]
[32] https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/accueil/ [Consulté le 12/10/2021].
[33] DGAL, 2017. Méthodologie de calcul du NODU (Nombre de Doses Unités), 12 p.: https://agriculture.gouv.fr/telecharger/106547?token=90fe2c9e64650e3f9164076be113b1307327a103934e774ea1d818adacaf12ac
[34] Alim'Agri, IFT & NODU Vert Biocontrôle, EcophytoPIC, 2019 https://ecophytopic.fr/reglementation/concevoir-son-systeme/ift-nodu-vert-biocontrole [Consulté le 13 octobre 2021]
[35] Anses, Les mentions et les gammes : https://ephy.anses.fr/produits-substances-usages/produits-biocontr%C3%B4le [Consulté le 13 octobre 2021]

est autorisé dans le cadre de l'agriculture biologique. Les produits entrant dans le calcul de cet indicateur ne sont pas pris en compte dans le NODU général[36].

Les indicateurs NODU et QSA permettent d'apprécier de façon globale l'évolution des consommations de produits phytopharmaceutiques en France, tandis que l'IFT apprécie davantage l'évolution de l'utilisation des produits phytosanitaires par filière (Herth, 2011).

L'information disponible sur les utilisations de PPP s'est ainsi considérablement enrichie depuis l'ESCo conduite en 2005, et permet désormais de documenter les tendances globales d'évolution. Elles restent toutefois insuffisantes pour caractériser le degré d'exposition de la biodiversité, qui dépend aussi beaucoup des fréquences, concentrations, modalités, localités et contextes d'utilisation.

3.1.2. Derniers rapports disponibles

Les grandes tendances évaluées à l'échelle mondiale par la FAO sur la base des quantités de substance par hectare cultivé (Figure 1-1), montrent une augmentation régulière depuis 1990, puis une stabilisation à partir de 2010. Ces données ne tiennent toutefois pas compte de l'évolution de l'efficacité des molécules à moindre dose, qui peut conduire à une écotoxicité plus ou moins forte pour la même quantité de substance.

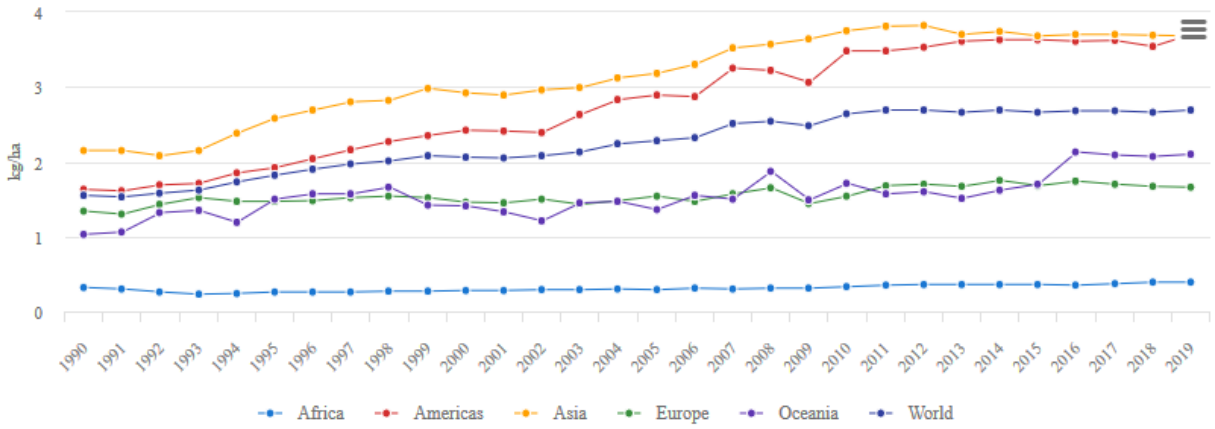


Figure 1-1. Evolution dans le monde de l'utilisation moyenne de PPP en kg de substance par ha cultivé
Source : FAO-Stat Pesticides indicators - https://www.fao.org/faostat/en/#data/EP/visualize [consulté le 12/10/2021].

Les résultats disponibles à l'échelle de l'Union européenne depuis 2011 confirment cette relative stabilité depuis 2011 de l'ordre de 350 millions de tonnes de substances vendues chaque année (Figure 1-2).

Le complément d'information apporté par les indicateurs de risque élaborés en 2019 indique deux tendances contradictoires. D'une part, la prise en compte de la classification toxicologique des substances se traduit par une réduction de plus de 20% de l'indice HRI1 entre 2015 et 2017, puis une stabilisation (Figure 1-3). Cette évolution pourrait correspondre au retrait au niveau européen des approbations des substances identifiées comme les plus dangereuses. Parallèlement, l'indice HRI2 montrant l'évolution du nombre de dérogations d'urgence a augmenté de l'ordre de 50% (Figure 1-3). Les Etats membres ont donc réagi au retrait de certaines substances par une multiplication des dérogations temporaires, qui a pu en partie freiner l'atténuation globale de la pression exercée par les PPP.

[36] Le NOmbre de Doses Unités (NODU) Vert Biocontrôle :
https://ecophytopic.fr/sites/default/files/Methode_Le_NODU_Vert_Biocontrole_cle075897-1.pdf [Consulté le 13 octobre 2021]

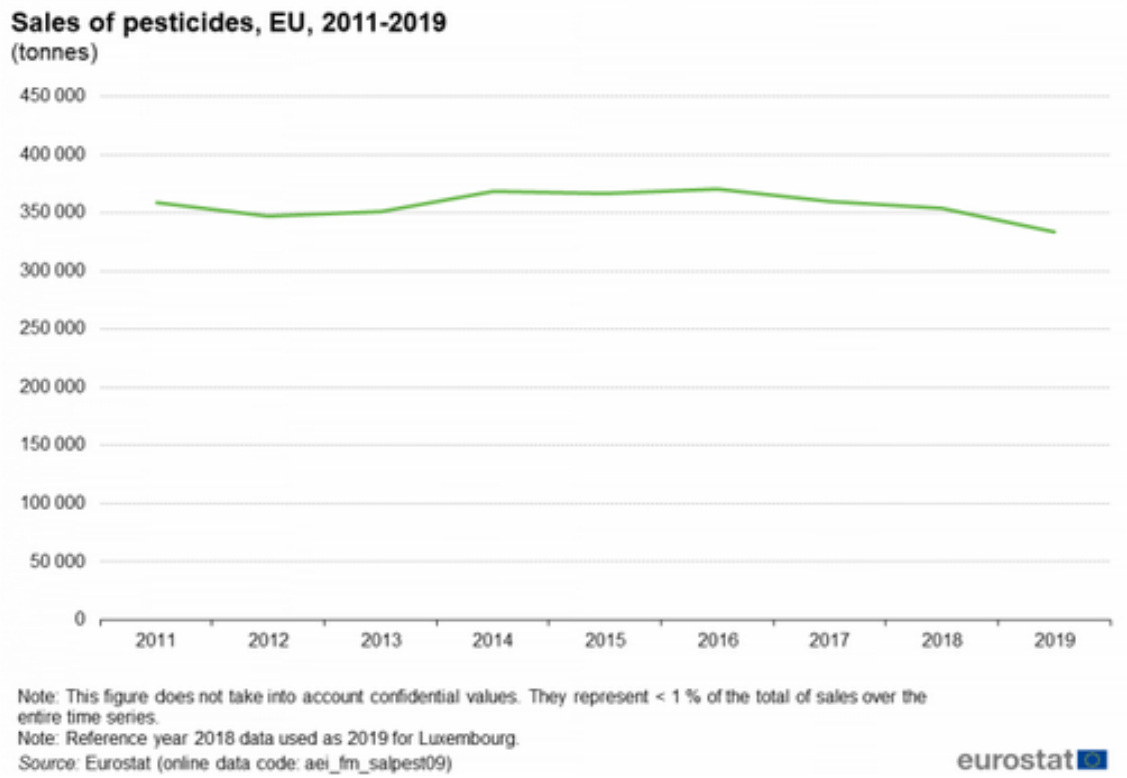


Figure 1-2. Ventes de PPP dans l'Union européenne en tonnes de substances actives – 2011-2019
Source : https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides#Data_sources [Consulté le 13/10/2021].

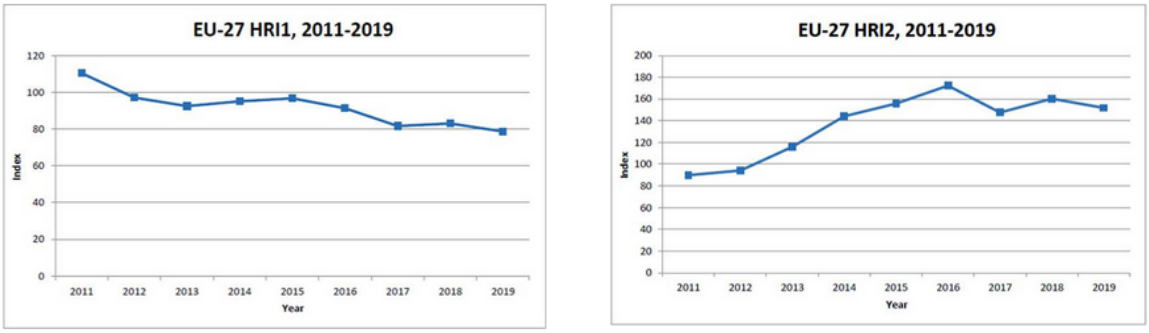


Figure 1-3. Evolution des indicateurs de risque harmonisés relatifs aux quantités de substances actives pondérée par les coefficients liés à leur classification (HRI1), et au nombre des dérogations d'urgence accordées au niveau national (HRI2), pour l'Union européenne entre 2011 et 2019
Source : https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/sustainable-use-pesticides/harmonised-risk-indicators/trends-eu_en [Consulté le 13/10/2021].

La France fait partie des quatre principaux utilisateurs de PPP dans l'UE. En effet avec l'Espagne, l'Allemagne et l'Italie, ces quatre pays totalisent près de 70% des quantités commercialisées, pour 57% de la surface agricole utile et 52% des terres arables de l'UE[37]. Ceci s'explique en partie par la présence relativement importante dans ces pays de cultures fortement traitées (fruits, légumes, vignes notamment).

L'évolution des quantités de PPP vendues en France a d'avantage augmenté que dans le reste de l'Union européenne jusqu'en 2018, pour connaître ensuite de fortes variations (Figure 1-4). Ces variations sont expliquées dans les notes de suivi du plan Ecophyto comme étant liées à la fois à des conditions météorologiques ayant

[37] Eurostat, 2021. Agri-Environmental Indicator - Consumption of Pesticides : https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Agri-environmental_indicator_-_consumption_of_pesticides#Data_sources [Consulté le 13 octobre 2021].

particulièrement affecté la santé des cultures, et par des comportements de stockage anticipant les décisions relatives à la réévaluation du niveau de la redevance pour pollution diffuse (RPD). La moyenne triennale permettant de lisser ces variations indique que les quantités vendues 2018-2020 sont en retrait de 9% par rapport à 2009-2011.

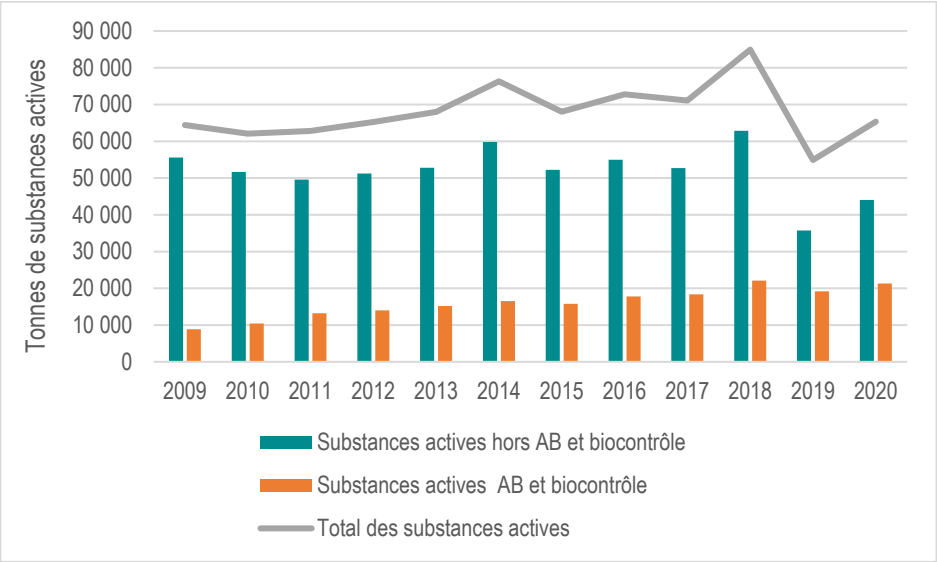


Figure 1-4. Quantités annuelles totales de substances actives commercialisées en France de 2009 à 2020
Source : BNVD – Extraction des ventes au 16 juin 2021, traitements SDES 2021, repris dans : https://agriculture.gouv.fr/publication-des-donnees-provisoires-des-ventes-de-produits-phytopharmaceutiques-en-2020 [Consulté le 13/10/2021].

Mais le NODU (nombre de doses-unité) connaît une augmentation plus accentuée que les quantités de substances actives, du fait que l'efficacité des substances a été renforcée à moindre dose. Ainsi, la moyenne triennale 2017-2019 établie à 101,9 Mha, reste supérieure à celle de la période 2009-2011 de démarrage du plan Ecophyto (Figure 1-5).

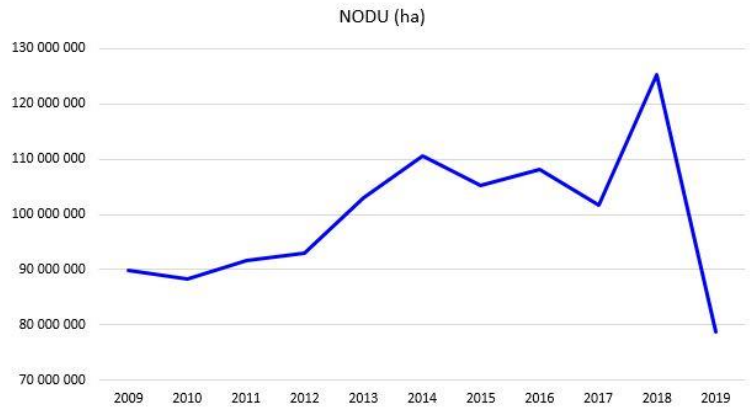


Figure 1-5. Evolution du NODU, nombre d'équivalent-hectares traités à dose maximum homologuée sur la base des quantités commercialisées de substance active, pour la France entre 2009 et 2019
Source : https://agriculture.gouv.fr/publication-des-donnees-provisoires-des-ventes-de-produits-phytopharmaceutiques-en-2020 [Consulté le 13/10/2021].

Pour tenir compte du classement toxicologique, les indicateurs élaborés au niveau européen sont également déclinés pour la France (Figure 1-6). D'après l'indicateur HRI1, le retrait de substances parmi les plus toxiques a compensé la hausse des volumes commercialisés pour la France, ce qui se traduit par une stabilité de l'indice jusqu'en 2018, puis une baisse en 2019 en lien avec la baisse des volumes observée spécifiquement sur cette année-là. En ce qui concerne l'évolution des dérogations, l'indice HRI2 présente une augmentation nettement supérieure à celle du reste de l'Union européenne jusqu'en 2016, pour se rapprocher de l'évolution globale UE les années suivantes.

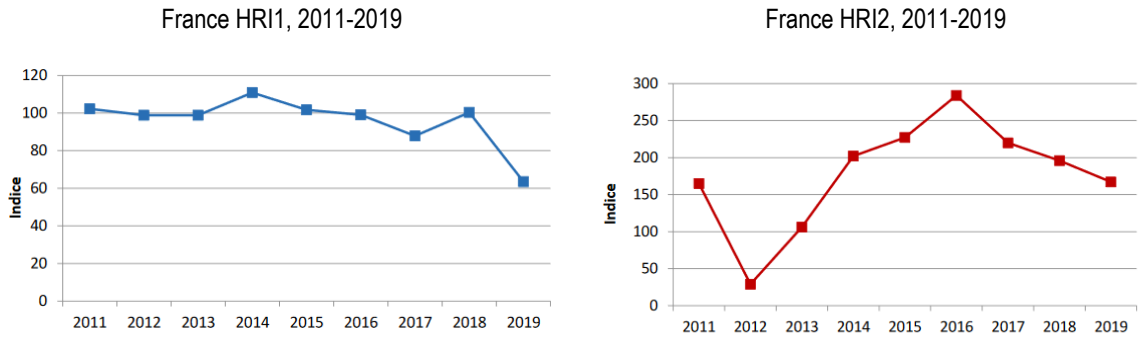


Figure 1-6. Evolution des indicateurs de risque harmonisés relatifs aux quantités de substances actives pondérée par les coefficients liés à leur classification (HRI1), et au nombre des dérogations d'urgence accordées au niveau national (HRI2), pour la France entre 2011 et 2019
Source : https://agriculture.gouv.fr/les-indicateurs-de-risque-harmonises-etablis-au-niveau-europeen [Consulté le 13/10/2021].

Dans le cadre du plan Ecophyto, le degré de toxicité des substances utilisées est aussi approché par la part des substances classées CMR (cancérogène, mutagène, toxique pour la reproduction)[38]. La Figure 1-7 montre une tendance globalement à la baisse entre 2009 et 2020 de la part des substances classées CMR1 (potentiel avéré) comme CMR2 (potentiel suspecté) dans le total des quantités de PPP mises sur le marché. Toutefois cette tendance est contrariée entre 2014 et 2018, ce qui peut être mis en relation avec l'importance des dérogations temporaires accordées sur cette période. Calculée sur la base du NODU, cette part des CMR représentée dans la Figure 1-8 baisse également pour les CMR1, mais reste quasiment stable pour les CMR2 jusqu'en 2018, à près de 20 %. Cela indique que la réduction des quantités utilisées pour ces substances correspond essentiellement à une plus grande efficacité à moindre dose, et non à un recul de la pression exercée.

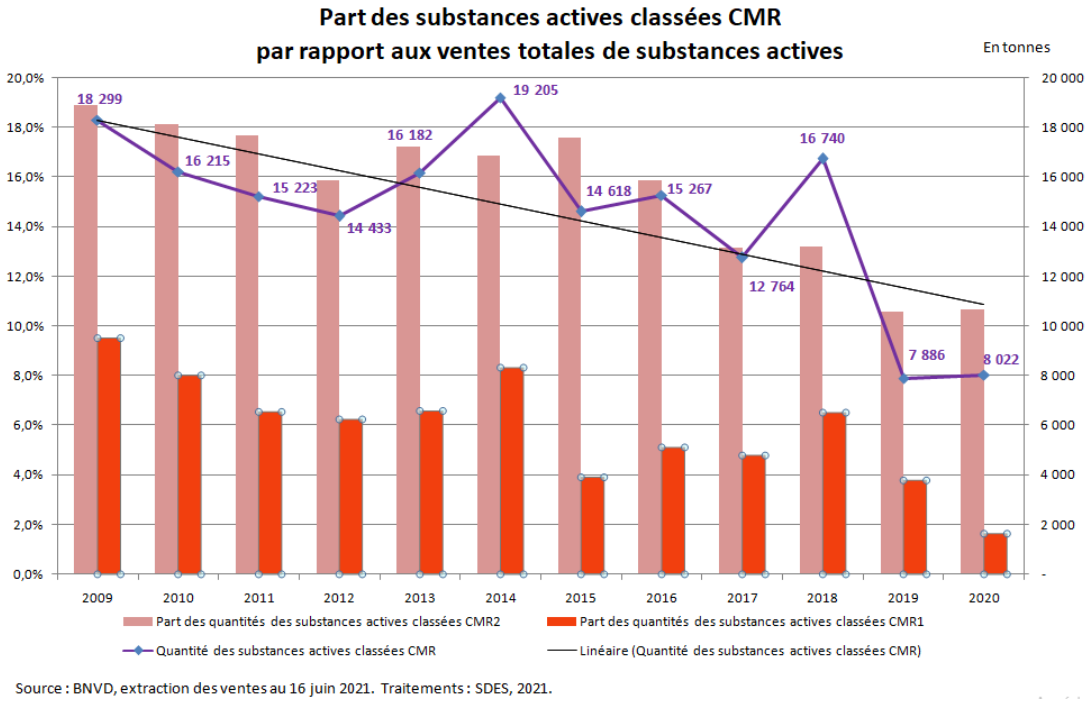


Figure 1-7. Quantités annuelles et part de substances actives relevant des catégories CMR1 et CMR2 commercialisées en France entre 2011 et 2020
Source : https://agriculture.gouv.fr/publication-des-donnees-provisoires-des-ventes-de-produits-phytopharmaceutiques-en-2020 [Consulté le 13/10/2021].

[38] Anses, « Substances cancérogènes, mutagènes et toxiques pour la reproduction (CMR) » : https://www.anses.fr/fr/content/substances-canc%C3%A9rog%C3%A8nes-mutag%C3%A8nes-et-toxiques-pour-la-reproduction-cmr [Consulté le 14 octobre 2021].

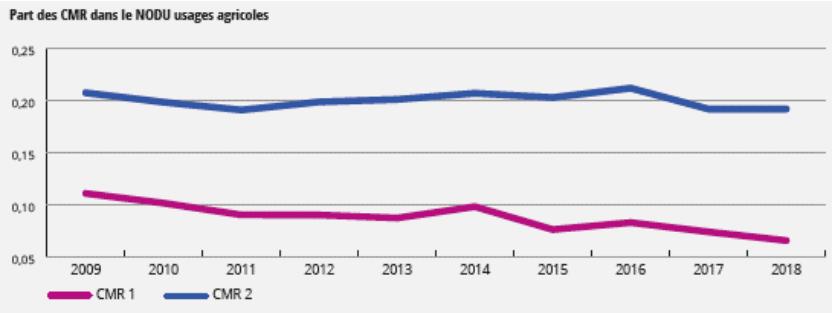


Figure 1-8. Part des substances classées CMR dans le NODU des usages agricoles en France entre 2009 et 2018
Source : Ecophyto (2020). Note de suivi 2018-2019 du Plan écophyto.
https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest [Consulté le 13/10/2021].

Enfin, les dispositions spécifiques prévues dans le Plan écophyto pour les produits de biocontrôle, qui ne sont pas compris dans les objectifs de réduction des utilisations, ont conduit à observer l'évolution spécifique de ces produits à partir de la BNVD. La Figure 1-9 montre une augmentation régulière des quantités vendues de produits de biocontrôle et à risque faible, qui atteignent en 2018 près d'un quart des quantités totales de substances actives. Cette part doit être toutefois relativisée s'agissant de substances parfois très pondéreuses nécessitant de grandes quantités par traitement (comme par exemple le souffre qui représente 66% de la QSA biocontrôle et à risque faible).

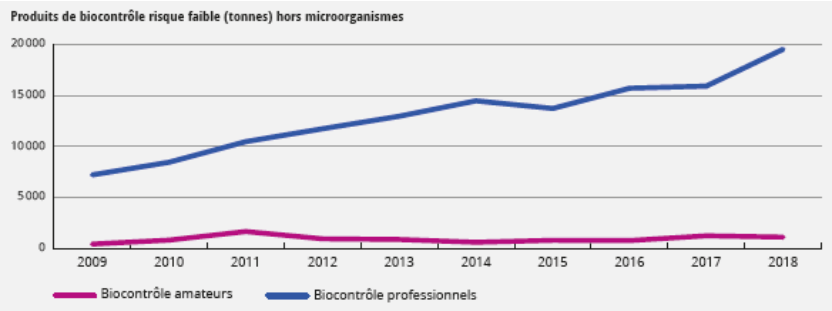


Figure 1-9. Quantités annuelles commercialisées de substances actives de biocontrôle à faible risque, pour la France entre 2009 et 2018
Source : Ecophyto (2020). Note de suivi 2018-2019 du Plan écophyto.
https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest [Consulté le 13/10/2021].

Dans les zones non agricoles en revanche, les quantités vendues comme le NODU ont fortement diminué (Figure 1-10), avec une moyenne triennale 2016-2018 inférieure de 54% à celle de 2009-2011.

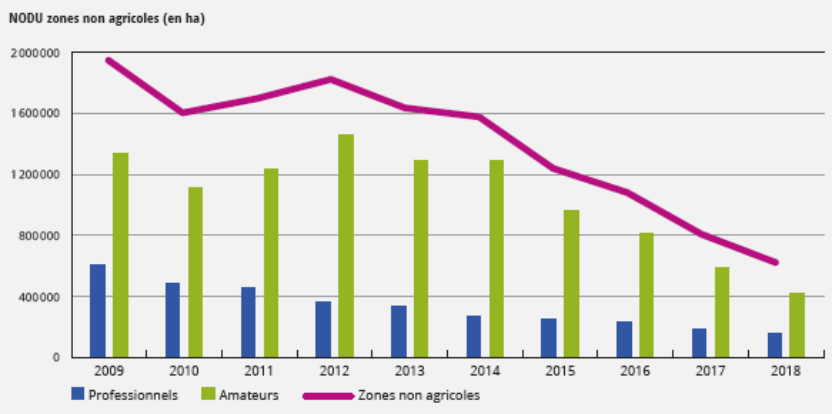


Figure 1-10. NODU zones non agricoles
Source : Ecophyto (2020). Note de suivi 2018-2019 du Plan écophyto.
https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest [Consulté le 13/10/2021].

Ces principaux éléments de suivi mettent en évidence que le recours aux PPP n'a pas été réduit en France au cours des dix dernières années, sauf dans le domaine des JEVI où il a fortement diminué. L'évolution a également été marquée par un recul des substances les plus dangereuses classées CMR1, et une montée en puissance des traitements de biocontrôle. Ce recours global aux PPP est ensuite à considérer avec discernement suivant les modalités et contexte d'application, qui dépendent en partie du type de culture et de la région concernés, pour analyser l'exposition réelle de la biodiversité impactée par ces traitements.

3.1.3. Principaux facteurs de variabilité des utilisations de PPP

Type d'espèce traitée

L'espèce cultivée est jusqu'à présent une des sources majeures de variabilité des quantités de PPP utilisées par unité de surface. Les enquêtes sur les pratiques culturales réalisées périodiquement par le service statistique du ministère chargé de l'agriculture, permettent de calculer pour chaque type de culture, un IFT (indicateur de fréquence de traitements) représentatif des principales zones de production à l'échelle nationale. La notion de traitement correspond à une application de la dose pour laquelle le produit a été homologué. L'IFT est donc calculé en divisant les quantités appliquées par la dose homologuée pour l'usage et la surface considérés.

Les derniers résultats d'enquêtes sur les pratiques phytosanitaires publiés dans Agreste, montrent que l'IFT mesuré en 2017 pour les grandes cultures varie entre 1,8 pour le soja, 6,5 pour le colza et 16,5 pour la pomme de terre (Agreste, 2020a). Celui mesuré en 2018 pour les légumes varie suivant les espèces, entre 2,9 (chou inflorescence pleine terre) et 12 (tomate pleine terre) (Agreste, 2020b). En cultures fruitières, l'IFT moyen varie en 2018 de 2,1 pour les agrumes à 29,5 pour les pommes (Agreste, 2021). En viticulture, l'IFT national moyen est de 15,5 en 2016 (Agreste, 2019).

Conditions pédoclimatiques

Pour une même culture, le recours aux PPP peut également être très variable suivant les années et/ou suivant leur emplacement, en fonction de conditions pédoclimatiques plus ou moins favorables au développement des espèces considérées comme nuisibles. Pour une même production de légume et une même année, l'IFT peut ainsi varier du simple au triple. La carotte pleine terre présente par exemple en 2018 un IFT de 4,2 en région Centre et 12,6 en Basse-Normandie. En ce qui concerne la production de pomme, un des fruits les plus traités, le nombre de traitement varie en 2015 entre 23 et 53 suivant les bassins de production (Agreste, 2018).

Niveau de protection visé

Les PPP ont pour finalité d'éviter les pertes de production causées par les organismes considérés comme nuisibles aux cultures. Or, suivant le type de système mis en œuvre, la tolérance vis-à-vis de la présence de ces organismes et la part de production à laquelle il sera accepté d'éventuellement renoncer, peuvent être très variables. Ce niveau de tolérance peut également dépendre du niveau de valorisation de la production protégée, par rapport au coût des traitements appliqués. La finalité du recours aux PPP peut aussi correspondre à un objectif de qualité (tavelure de la pomme par exemple), répondant à des choix de consommation. Enfin, dans le domaine des JEVI, l'exigence de protection peut varier suivant le degré d'élimination des adventices attendu, et peut aussi évoluer dans le temps. Ces exigences seront par exemple très fortes sur les voies ferrées, les cahiers des charges relativement stricts sont aussi appliqués sur les terrains de sports et golfs, la tolérance à l'enherbement a été jusqu'à présent difficilement acceptée dans les cimetières, tandis que les modalités d'entretien des voiries et parcs urbains ont considérablement évolué sur ce point.

Place des PPP dans la stratégie de protection

Enfin, le recours aux PPP est un élément parmi d'autres de la stratégie de protection des cultures. Celle-ci consiste en effet à articuler de manière cohérente avec les objectifs mentionnés plus haut (espèce produite, qualité, usage de l'espace, etc.), l'ensemble des paramètres qui jouent sur la sensibilité des cultures aux bioagresseurs, et de les

ajuster en fonction des observations recueillies en cours de campagne. Le besoin en PPP résulte donc aussi de la stratégie mise en œuvre en ce qui concerne le choix des espèces et variétés implantées, ainsi que leur combinaison dans le temps (successions culturales et de couverts) et dans l'espace (mélanges, tailles de parcelles), en tenant compte de l'historique sanitaire de la parcelle. Le raisonnement du travail du sol, de la couverture végétale, de la fertilisation, de l'irrigation, d'éventuelles interventions mécaniques sur la culture (taille, éclaircissage, arrachages nécessaires, etc.), sont également susceptibles d'améliorer la santé des cultures.

Effets rétroactifs : rôle de la biodiversité sur les besoins en PPP

Si les PPP produisent des effets sur la biodiversité qui sont l'objet de la présente ESCo, la biodiversité exerce en retour un effet sur la santé des cultures, et donc le recours aux PPP. En effet, la configuration du paysage et la richesse des interactions écosystémiques peut jouer un rôle de stabilisation des populations et de régulation du développement des bioagresseurs. La présence d'organismes prédateurs ou parasites des ravageurs, la concurrence qu'ils exercent sur les ressources nécessaires aux bioagresseurs, sont des facteurs limitant leur développement. La diversité de ces pressions sur les populations de ravageurs ne constitue en outre pas une pression de sélection, laquelle serait rapidement contournée avec l'apparition de résistances. A ce titre, la gestion des couverts végétaux constitue un levier, dont les potentialités pour la régulation des bioagresseurs des cultures fait l'objet d'une autre Expertise scientifique collective conduite en parallèle.

3.2. Principaux modes d'action et classifications des PPP

Parmi les 1 472 substances actives inscrites dans la base de données européenne sur les pesticides au 1er mai 2022, 453 d'entre elles sont approuvées pour une utilisation en Europe dont 294 en France. Ainsi, 934 substances actives ne sont pas approuvées et 85 sont en attente. Ces chiffres soulignent le caractère évolutif du périmètre des substances actives utilisées dans les PPP. Pour comparaison, l'ESCo de 2005 mentionnait qu'avant 1993, 800 substances actives d'origine végétale, minérale ou de synthèse pouvaient être utilisées en tant que pesticides en Europe (Aubertot *et al.*, 2005). De même, 520 substances actives étaient répertoriées dans l'index ACTA[39] en 2000, et 489 en 2005.

Ces substances peuvent être classées selon leur catégorie d'usage. Si les substances fongicides, herbicides et insecticides sont les plus représentées, il existe d'autres catégories telles que les substances acaricides, rodenticides, nématicides, molluscicides, etc.

Elles peuvent également être classées en fonction de leur famille chimique c'est-à-dire selon leur structure moléculaire et leurs propriétés. Dans ce cas, les substances se répartissent dans 129 familles chimiques de la classification universelle des PPP[40] selon leurs modes d'action et leurs structures chimiques. Cette dernière complète les classifications indépendantes des PPP proposées selon leur usage (fongicides, par le Fungicide Resistance Action Commitee – FRAC ; acaricides-insecticides par l'Insecticide Resistance Action Commiee – IRAC ; herbicides par l'Herbicide Resistance Action Commiee - HRAC ou la Weed Science Society of America - WSSA) en considérant que certains bioagresseurs, parfois biologiquement très éloignés, possèdent cependant des cibles biochimiques communes, pouvant être inhibées par des modes d'action communs. Dix-neuf fonctions ou structures cibles majeures peuvent être distinguées :

- Respiration mitochondriale et production d'énergie
- Photosynthèse (chloroplastes)
- Métabolisme glucidique
- Métabolisme lipidique
- Métabolisme stérolipidique
- Biosynthèse des acides aminés et protéines
- Biosynthèse des acides nucléiques et précurseurs

[39] L'Association pour la coordination technique agricole (ACTA) édite chaque année un index phytosanitaire rassemblat les informations disponibles sur les PPP utilisables : https://www.acta.asso.fr/editions/index-acta-phytosanitaire/ [Consulté le 23/05/2022]
[40] https://www.r4p-inra.fr/fr/classification-des-ppp/ [Consulté le 24/05/2022].

- Biosynthèse de substances pigmentées
- Biosynthèse de coenzymes
- Division du fuseau achromatique ou cytosquelette cellulaires
- Régulation hormonale
- Signalisation cellulaire
- Système nerveux et sensoriel ou muscles
- Intégrité des membranes cellulaires
- Stimulation des défenses des plantes
- Multi-sites ou Multi-cibles
- Biopesticides microbiens
- Composés affectant la toxicité des PPP
- Modes d'actions inconnus ou incertains

3.3. Surveillance de la contamination des milieux

La surveillance de l'état de l'imprégnation de l'environnement par les PPP est une question qui ouvre un large éventail de situations à considérer, et de choix à assumer pour limiter la multiplication des mesures tout en s'assurant de leur pertinence. Elle se confronte à la diversité des milieux, des dynamiques de pression de pollution par les PPP, des types de substances, autorisées ou interdites, d'usage ancien ou nouveau, avec une diversité de comportements physico-chimiques plus ou moins connus. L'état des lieux à établir dépend en outre des techniques disponibles au moment du prélèvement comme à celui de l'analyse. Enfin, le caractère fortement évolutif de chacun de ces paramètres, rend d'autant plus difficile l'identification de tendances d'évolutions qui soient établies sur des bases comparables à travers le temps. La stratégie mise en œuvre est ainsi raisonnée au cas par cas, en fonction des objectifs poursuivis.

La surveillance de la contamination par les PPP est abordée dans ce chapitre de contextualisation à partir des réseaux de surveillance tels qu'ils ont été mis en place dans un cadre institutionnel. Les principales étapes historiques de la mise en place de ces réseaux sont retracées, et les principaux résultats qu'ils fournissent sont rappelés. L'analyse de la littérature scientifique qui documente la pertinence des stratégies de surveillance, l'évolution des méthodes, l'éventail des constats établis sur l'imprégnation de l'environnement et des questions qui restent à approfondir ou investiguer dans le domaine scientifique, est l'objet du chapitre 4.

3.3.1. Historique des principaux réseaux de surveillance et de leurs évolutions

La systématisation de la surveillance de la contamination des milieux par les PPP trouve sa source au début des années 1970.

L'eau est le premier compartiment de l'environnement à faire l'objet d'une surveillance institutionnalisée. Après la création des Agences de l'eau par la première loi sur l'eau en 1964, un inventaire de la qualité des cours d'eau, ainsi qu'une grille nationale d'évaluation de la qualité des cours d'eau basée sur une série de paramètres physico-chimiques, sont réalisés en 1971. A la même époque, le cadre d'une harmonisation se met également en place au niveau de la Communauté européenne avec une série de directives sur la qualité des eaux, en fonction de leurs usages (eau potable, eaux de baignade, eaux piscicoles, eaux conchylicoles, etc.). Les années 1970 sont aussi l'époque de création en métropole d'associations locales dédiées à la surveillance de la qualité de l'air, qui ont été ensuite agrées en tant qu'AASQA (Associations Agréées pour la surveillance de la Qualité de l'Air) et développées dans les outre-mer avec la loi sur l'air adoptée en 1996. Elles ont ensuite été fédérées au sein d'Atmo France, créée en 2000. Concernant le milieu marin, le RNO (Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin) a été créé en 1974. Les sols ne sont considérés que plus tardivement. Dans les années 1990, la France met en place un inventaire des sites dont les sols sont susceptibles de contenir des polluants, qui fait l'objet aujourd'hui de deux bases de données : BASIAS pour les anciens sites industriels, et BASOL pour les sites faisant l'objet de mesures de gestion pour prévenir les risques sur les personnes et l'environnement. Ce dispositif est toutefois centré sur les contaminants industriels et concerne peu les PPP. Parallèlement, le RMQS (Réseau de Mesure de la Qualité des Sols) a été mis en place en 2000 pour renseigner une série de critères indicatifs de la qualité des sols, notamment agronomiques, mais concernant aussi certains contaminants.

Les réseaux de surveillance de la qualité de l'eau se développent ensuite suivant de grandes tendances mises en évidence par l'Onema et l'Office international de l'eau dans le bilan de 2010 sur les efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau (Laronde et Petit, 2010) : élargissement de la couverture territoriale (initialement principaux cours d'eau, à l'aval des rejets, et en métropole, puis cours d'eau plus secondaires, y compris dans les Départements d'Outre-Mer) ; diversification des matrices de prélèvements (eau d'abord, puis sédiments, matières en suspension, bryophytes) ; et enfin élargissement des paramètres mesurés (essentiellement physico-chimiques au départ, puis micropolluants dans les années 1990, et biologie et hydromorphologie dans les années 2000). Ainsi, le nombre de points de mesure dans les eaux de surface inclus dans la base Sysiphe de l'IFEN (Institut français de l'environnement), passe de moins de 500 en 1997 à près de 2000 en 2002 (incluant réseaux nationaux, régionaux, départementaux, producteurs d'eau), et le nombre total de molécules recherchées est en constante augmentation (408 pour les eaux superficielles et 373 pour les eaux souterraines en 2002). Mais cette diversité masque de fortes disparités entre points d'observation, qui dépendent de nombreux facteurs (méthodes employées, moyens financiers, objectifs de la surveillance, etc.).

Dans le cadre de la directive cadre sur l'eau et les milieux aquatiques (DCE) adoptée en 2000, la surveillance est structurée en réseaux de mesures qui se distinguent par leur finalité : réseaux patrimoniaux, réseaux d'usage, réseaux d'impacts (Laronde et Petit, 2010, p. 21). Ce sont ces derniers qui concernent plus particulièrement la présente ESCo. La DCE instaure en outre une approche intégrée des milieux aquatiques, y compris marins, considérant l'eau en tant que telle, mais aussi la faune et la flore dont elle constitue l'habitat. La notion de qualité de l'eau qui était appréhendée, dans les directives précédentes, en fonction des utilisations humaines, est remplacée par celle d'état écologique des masses d'eau en tant que milieux de vie aquatique.

Cette complexification du suivi donne lieu à l'élaboration d'indicateurs et indices combinant différents critères (Indice de présence des pesticides dans les cours d'eau par exemple), pour préserver la lisibilité des résultats observés. En outre, un réseau de surveillance prospective (RSP) est institué en partenariat entre le ministère chargé de l'environnement, l'OFB, les Agences et Offices de l'Eau, pour documenter et accompagner les évolutions des modalités de surveillance des milieux aquatiques. Il coordonne les activités permettant l'identification des contaminants émergents à risque, l'application de nouveaux outils d'échantillonnage et de techniques innovantes de surveillance, et l'amélioration de l'intégration des études réalisées au niveau des différents bassins (Togola *et al.*, 2017).

Les PPP font l'objet d'une attention qui reste assez marginale dans les débuts de la mise en place des réseaux de surveillance (petit nombre de substances et de milieux prélevés). Cette attention s'intensifie dans les années 1990, et surtout 2000 dans les milieux aquatiques, comme le montre la Figure 1-11 en parallèle et en lien avec la mise en place de la DCE.

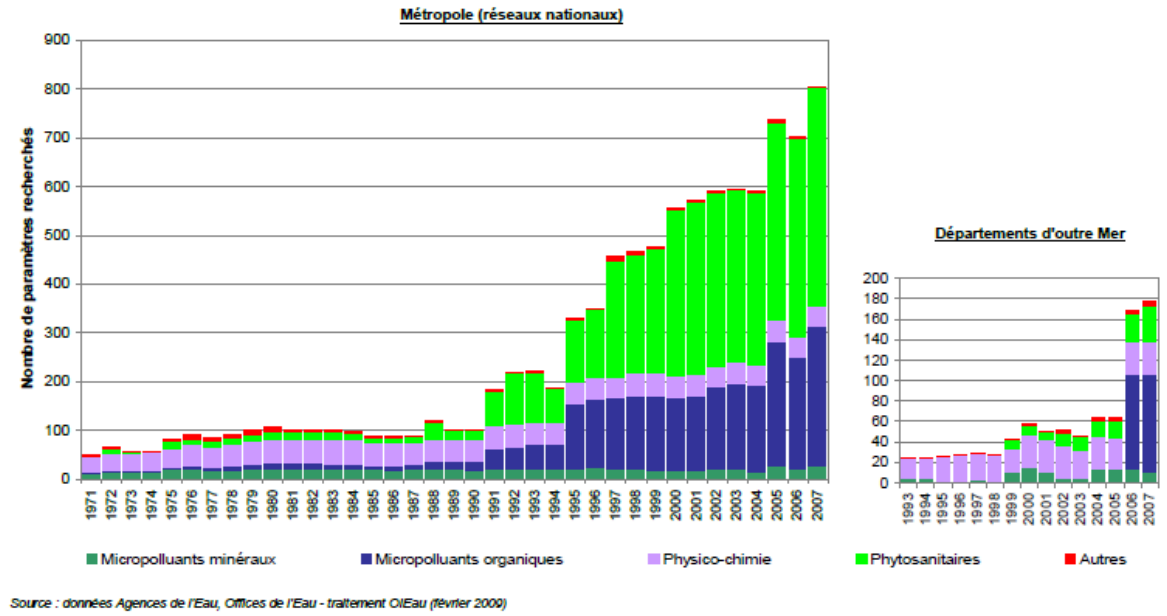


Figure 1-11. Evolution du nombre de paramètres recherchés par groupe de paramètres pour la matrice eau
Traitement ONEMA, OIE, 2010, Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eau, p.296. - https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/33543.pdf [Consulté le 15/04/2021]

Chronologie des principales étapes de mise en place de la surveillance des contaminations par les PPP, pour l'ensemble des milieux

1974	Réseau National d'Observation de la qualité du milieu marin - Mise en place d'un suivi de la contamination dans les bivalves (huîtres et moules) pour le Lindane et pour le DDT et ses métabolites, DDD et DDE
1979	Directive 80/68/CEE sur la protection des eaux souterraines contre les pollutions par certaines substances dangereuses.
1991	Directive 91/271/CEE sur le traitement des eaux urbaines résiduaires, dite « ERU ».
1992	Première version du SEQ Cours d'eau (Système d'évaluation de la Qualité des cours d'eau).
1998	Premier état national relatif à la présence de pesticides dans les eaux douces (IFEN, 1998).
2000	Mise en place du Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS) : 2170 sites en métropole et 70 sites en Outre-mer. Prélèvements tous les 10 à 15 ans, par campagnes : 2000-2009 ; 2016-2027.
2000	Directive cadre sur l'eau (DCE) - Instauration de programmes de mesures par cycles pluriannuels, basés sur un état des lieux initial, et comportant des obligations en termes de surveillance. Une première liste de 33 « substances prioritaires » pour la surveillance est établie, parmi lesquelles 10 PPP. Le SEQ Eau (Système d'évaluation de la qualité de l'eau) instauré en 1992, est remplacé par le SEEE (Système d'Evaluation de l'Etat des Eaux).
2000	Loi d'orientation pour l'outre-mer qui impose la création d'un office de l'eau dans chacun des départements d'outre-mer, organisme équivalent aux Agences de l'Eau métropolitaines.
2001	Mise en place du RNES (Réseau National de Suivi des Eaux Souterraines), qui couvre la France métropolitaine et d'Outre-mer. Il devient en 2007 « réseau de surveillance de la qualité des nappes ».
2001	Premières campagnes de mesures volontaires locales de pesticides dans l'air engagées par les Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (Aasqa).
2004	DCE - Etat des lieux par bassin, préalable à la mise en place du premier cycle.
2006	Création de l'ONEMA dans le cadre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (République française, 2006).
2008	Mise en place d'Aquaref : Laboratoire National de Référence pour la Surveillance des Milieux Aquatiques.
2008	Mise en place de l'IPCE (Indice de présence des pesticides dans les cours d'eau) qui rend compte de l'évolution du cumul des concentrations moyennes annuelles d'environ 300 substances pondérées par leurs seuils d'écotoxicité respectifs. Ces substances correspondent à 90% des tonnages vendus et plus de 95% des tonnages sur les plus toxiques. Les concentrations sont mesurées dans 1 200 à 2 100 points de surveillance suivant les substances[41]. Dans les Outre-Mer, l'indice intégrait, en 2013, 56 substances pour 65 points de surveillance[42].
2008	Directive-cadre sur la stratégie pour la protection du milieu marin (DCSMM).
2008	Mise en place du Réseau d'Observation de la Contamination Chimique du littoral (ROCCH) à la suite du RNO. Optimisation de la stratégie de suivi spatiale et temporelle et évolution en terme de substances PPP suivies.
2010	Premier plan micropolluants, relayant les dispositions sur la surveillance des PPP déjà existantes[43].
2010-2015	Premier cycle de la DCE Au niveau national est instauré un programme de surveillance par district hydrographique[44]. La coordination implique différents niveaux administratifs ou d'organisations (référentiel national, autorités de bassins, acteurs économiques ou associatifs, etc.) dans le cadre des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE).

[41] Nature France, « Evolution de la pollution des cours d'eau par les pesticides en métropole (période 2008-2018) »: https://naturefrance.fr/indicateurs/evolution-de-la-pollution-des-cours-deau-par-les-pesticides-en-metropole [Consulté le 15/04/2021]

[42] Aurélie Dubois, « Indicateur Ecophyto IPCE Suivre l'évolution des pesticides dans les cours d'eau » : http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/1608454f7e9a4a28ff798d64a2f122c1fe07a53487b.pdf 1. [Consulté le 15/04/2021]

[43] Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de la Mer, « Plan National d'action contre la pollution des milieux aquatiques par les micropolluants pour la période 2010-2013 », 2010 : https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Plan%20micropolluants%20201-2013.pdf [Consulté le 15/04/2021]

[44] République française, Arrêté du 25 janvier 2010 établissant le programme de surveillance de l'état des eaux en application de l'article R. 212-22 Du Code de l'environnement, 2010.

2013	Directive « Substances prioritaires » 2013/39/CE liste 53 substances, et instaure une « liste de vigilance », susceptibles d'être intégrées à la liste de substances prioritaires, pour lesquelles un dispositif de surveillance plus ponctuel est mis en place pour établir un diagnostic.
2013	DCE – Etat des lieux par bassin, préalable à la mise en place du deuxième cycle.
2014	Loi d'avenir pour l'agriculture conduisant à la mise en place de la phytopharmacovigilance (PPV), qui repose sur trois principales modalités de recueil de données et de production de connaissances : la structuration en réseau d'organismes déjà existants de surveillance ou de vigilance, des études ad hoc, et le recueil de signalements spontanés sur les effets. La PPV ne constitue donc pas un réseau de surveillance en tant que telle de la contamination, mais un dispositif de regroupement et d'organisation de ces informations.
2016-2021	Deuxième cycle de la DCE Première *watch list* ou « liste de vigilance », identifiant les substances susceptibles d'entrer dans la liste des substances prioritaires, et faisant à ce titre l'objet d'un dispositif provisoire de surveillance. Décision d'exécution de la Commission du 20 mars 2015 : 17 substances candidates dont 8 pesticides. Au niveau national, nouveau programme de surveillance pour les eaux de surface (arrêté du 7 août 2015), avec l'ajout de 12 substances ou groupes de substances prioritaires supplémentaires (dont des insecticides et herbicides) et d'une vingtaine de pesticides pour caractériser l'état écologique (avec des listes déclinées au niveau de chaque bassin afin de refléter les spécificités des territoires). Liste de substances « pertinentes à surveiller » : environ 20 pesticides « émergents » seront donc mesurés entre 2016 et 2021 dans les matrices eaux et sédiment pour acquérir plus de données sur leurs risques pour les organismes aquatiques.
2016	Création du réseau de surveillance prospective piloté conjointement par le ministère chargé de l'écologie, les Agences de l'Eau et de l'Agence Française pour la Biodiversité (désormais Office français pour la biodiversité), pour accompagner l'évolution des modalités de surveillance chimique des milieux aquatiques.
2016	Nouveau plan micropolluants 2016-2021, qui prévoit notamment d'identifier les métabolites des produits phytopharmaceutiques et évaluer les capacités analytiques des laboratoires pour permettre une mise sous surveillance précoce[45].
2018	DCE, Substances « pertinentes à surveiller » – Retrait de 5 substances dont deux PPP : triallate (herbicide), oxadiazon (herbicide) ; et ajout de 3 substances dont un PPP : métaflumizone (insecticide)[46]. Au niveau national : nouveau programme de surveillance (Arrêté du 17 octobre 2018).
2018	Anses - Première campagne nationale exploratoire de surveillance des pesticides dans l'air extérieur (CNEP) concernant 75 substances. Viendront en complément des campagnes de mesures ponctuelles pour les populations vivant à proximité des sources d'émissions de pesticides, notamment les riverains de zones agricoles à proximité des vergers et des vignes.
2019	Mise en place de la base Phytatmo qui compile les mesures en pesticides dans l'air ambiant réalisées par les AASQA (Associations agréées de surveillance de la qualité de l'air) depuis 2002 : 321 substances actives recherchées en France métropolitaine et outre-mer.
2019	DCE – Etat des lieux par bassin, préalable à la mise en place du troisième cycle.
2020	DCE - Troisième *Watch list* - Ajout de 7 PPP[47].
2021	Au niveau national, mise à jour de l'arrêté du 7 août 2015 (programme de surveillance pour les eaux de surface).
2021	Lancement du suivi pérenne de la contamination de l'air par les PPP, piloté par le Laboratoire central de surveillance de la qualité de l'air et réalisé par les AASQA, portant sur 75 substances.
2022-2027	Troisième cycle de la DCE[48].

[45] Objectif 3- Dresser des listes de polluants sur lesquels agir Levier 14 – En hiérarchisant les molécules selon différentes stratégies Action 36.

[46] Commission européenne, Décision d'exécution (UE) 2018/840 de la Commission du 5 juin 2018 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil et abrogeant la Décision d'exécution (UE) 2015/495 de la Commission, 2018 : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32018D0840&from=EN

[47] Commission européenne, Décision d'exécution (UE) 2020/1161 de la Commission du 4 août 2020 établissant une liste de vigilance relative aux substances soumises à surveillance à l'échelle de l'Union dans le domaine de la politique de l'eau en vertu de la Directive 2008/105/CE du Parlement européen et du Conseil [Notifiée sous le numéro C(2020) 5205], 2020 : https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020D1161&from=EN

[48] Mise à disposition du public des projets de SDAGE et de PDM du 2 novembre 2020 au 2 mai 2021.

Dans le milieu marin également, le suivi de substances actives de PPP autres que le lindane et le DDT, s'est aussi progressivement développé notamment à partir de la fin des années 2000, pour répondre à différents objectifs (conventions de mers régionales, Programme MEDPOL d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine dans la région méditerranéenne, objectifs DCE, etc.)[49], avec la mise en œuvre de campagnes de mesure à grande échelle par des techniques d'échantillonnages passives développées par l'Ifremer (en collaboration avec le CEDRE, le laboratoire EPOC-LPTC, l'Irstea et le BRGM) (Gonzalez *et al.*, 2015). Avant cette période, la liste des contaminants suivis par le RNO a évolué constamment, mais sans que de nouveaux PPP y soient introduits (Arzul *et al.*, 2004). Plus récemment en 2017, compte tenu de la spécificité et de la fragilité des écosystèmes lagunaires méditerranéens, l'Ifremer a intégré en partenariat avec l'Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse et l'Université de Bordeaux, le suivi des pesticides dans le cadre de l'Observatoire des Lagunes (OBSLAG) (Munaron *et al.*, 2017). 72 substances sont ainsi suivies spécifiquement grâce à des échantillonneurs passifs dans 10 lagunes de Méditerranée. Outre l'évaluation de l'exposition et du risque environnemental lié à la présence des substances actives singulières, ces résultats permettent également d'aborder le risque lié au cumul de PPP (Munaron *et al.*, 2020) et complètent ainsi les diagnostics règlementaires. Enfin, en 2018, à la suite de l'adaptation de la Directive Cadre européenne 2008/56/CE sur la Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM), la première campagne de suivi des masses d'eau marines hauturières métropolitaines françaises a été réalisée. Le suivi des PPP règlementés (listes prioritaires DCE, OSPAR, MEDPOL…) est intégré à la longue liste des indicateurs de qualité pris en compte, jusqu'à présent à partir de l'analyse des données préexistantes dans le biote et les sédiments. Les impacts sur le milieu marin sont évalués par la comparaison des données précédemment acquises aux valeurs seuils environnementales disponibles et sur la base de l'analyse de tendances temporelles, encore bien souvent non significatives faute de suffisamment de données.

Les produits de transformation, ou métabolites, font également l'objet d'une attention croissante (notamment dans le cadre du nouveau Plan micropolluants de 2016).

En ce qui concerne la contamination de l'air par les PPP, des campagnes de mesure ont commencé à partir de 2001 à l'échelle locale et à l'initiative des AASQA et/ou des collectivités territoriales[50]. Ces modalités de surveillance, pour lesquelles un outil spécifique a été développé pour aider à sélectionner les composés à suivre en priorité, ont permis d'établir le constat d'une présence quasiment généralisée de ces substances dans l'air, avec une forte variabilité spatiale, et une saisonnalité qui dépend majoritairement du type de culture traitée. Dès lors, la mise en place d'un dispositif plus systématique et harmonisé au niveau national a été décidée, avec un protocole harmonisé et un seul laboratoire d'analyse, et une première campagne nationale de mesures de la contamination de l'air a été conduite par l'Anses en 2018-2019 en métropole et dans les DROM (Anses, 2020), pour tester les modalités choisies. Les résultats de cette campagne et les recommandations publiées par l'Anses en octobre 2020 (Anses, 2020) ont conduit au lancement en 2021 d'un suivi pérenne des PPP dans l'air au niveau national. Ces recommandations sont toutefois basées sur les enjeux sanitaires de l'exposition via l'air des populations humaines, et ne considèrent pas pour l'instant les enjeux écotoxicologiques.

Dans les sols, les mesures ont historiquement peu concerné les PPP, portant essentiellement sur le lindane et l'atrazine dans le Nord de la France, la chlordécone aux Antilles. A partir de 2000 toutefois, les campagnes de mesure effectuées par le Réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS) intègrent 26 herbicides et 12 insecticides organochlorés mesurés dans le Nord de la France.3.3.2. Derniers rapports disponibles

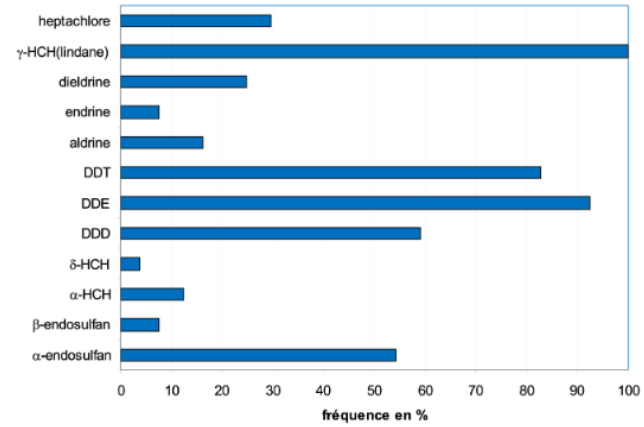
Sols

Jusqu'à présent, la surveillance de la contamination des sols a peu concerné les PPP. La dernière synthèse produite en 2011 par le Gis-Sol sur l'Etat des sols en France (2011), a été établie sur la base de trois grands programmes qui ne constituent pas des réseaux de surveillance comme il peut en exister dans le domaine de l'eau, mais plutôt des plateformes de coordination et de mise en commun de résultats de mesures : l'Inventaire, Gestion et Conservation des Sols (IGCS) ; le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) et la Base de Données des Analyses de Terre (BDAT).

[49] Ifremer, Contaminants Suivis : https://wwz.ifremer.fr/envlit/Surveillance-du-littoral/Contaminants-chimiques/Contaminants-suivis [Consulté le 15/04/2021]

[50] Atmo France, 2019. Mise à Disposition de 15 Années de Mesures de Pesticides : https://atmo-france.org/mise-a-disposition-de-15-annees-de-mesures-de-pesticides-18-decembre-2019/ [Consulté le 15/04/2021]

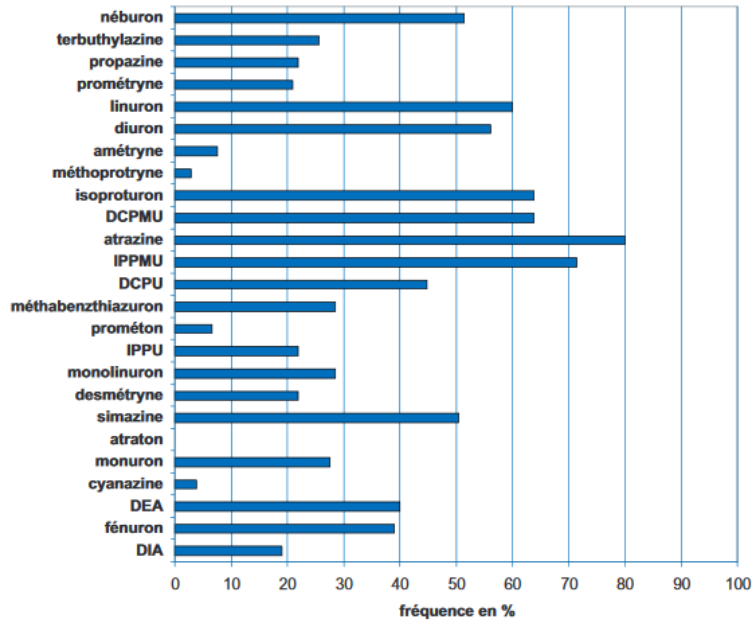
En ce qui concerne les PPP, cette synthèse illustrée par la Figure 1-12 fait état de la contamination des sols du Nord de la France[51] par 12 PPP organochlorés (OCP), dont les principaux sont le lindane, le DDT et leurs métabolites.



Source : Gis Sol, RMQS, 2008 ; Anses, programme POP-RMQS, 2009.

Figure 1-12. Fréquence (en %) de détection des OCP dans des horizons de surface (0-30 cm) des sols du Nord de la France
Source : GIS Sol, 2011. L'état des sols en France: Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p. https://www.gissol.fr/rapports/Rapport_HD.pdf (GIS Sol, 2011)

Cet état des lieux de 2011 concerne aussi 25 herbicides (Figure 1-13) utilisés à des fins de protection des cultures comme des JEVI, parmi lesquels notamment l'atrazine et ses métabolites.



Source : Gis Sol, RMQS, 2008 ; Anses, programme POP-RMQS, 2009.

Figure 1-13. Fréquence de détection des herbicides étudiés dans les horizons de surface (0-30 cm) des sols du Nord de la France (Source : GIS Sol, 2011)

Cette synthèse documente aussi pour l'ensemble du territoire métropolitain la teneur en cuivre total, qui inclut le cuivre naturellement présent dans les roches et les sols, ainsi que le cuivre extrait à l'EDTA, considéré comme marqueur d'une contamination d'origine humaine (Figure 1-14).

[51] Ce secteur a été choisi comme zone de test pour disposer de gradients opposant des secteurs fortement urbanisés et industrialisés à des secteurs à dominante agricole. Gis Sol, « Les sites sur lesquels les POP ont été analysés dans le Nord de la France », 2008 https://www.gissol.fr/donnees/cartes/les-sites-sue-lesquels-les-pop-ont-ete-analyses-dans-le-nord-de-la-france-2297

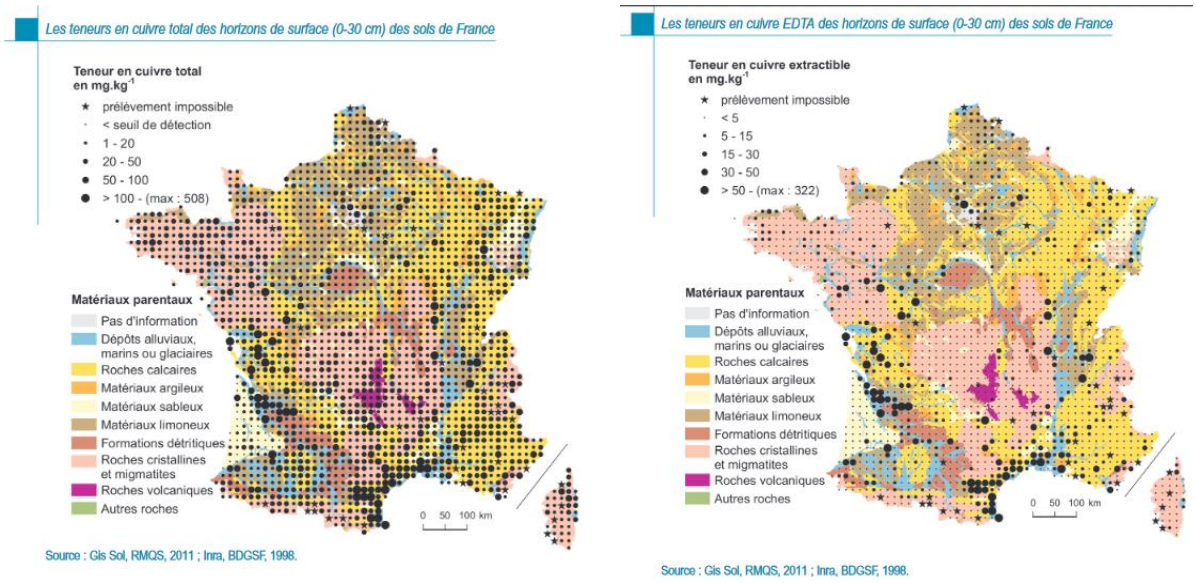


Figure 1-14. Teneurs en cuivre des horizons de surface (0-30 cm) des sols de France. Source : GIS Sol, 2011

La PNEC (Predicted No Effect Concentration), qui correspond au seuil de concentration au-delà duquel la substance est susceptible de produire des effets sur l'environnement), est ainsi dépassée dans 33% des points de mesure du RMQS pour l'ensemble du territoire métropolitain, 41% des points de mesure concernant des sites avec occupation agricole, et 27% des sites hors occupation agricole[52].

Dans ce même cadre enfin, la contamination des sols de Guadeloupe et de Martinique a été évaluée, par modélisation en Guadeloupe à partir des surfaces où la chlordécone a pu être apportée, et par mesure en Martinique comme indiqué dans la Figure 1-15.

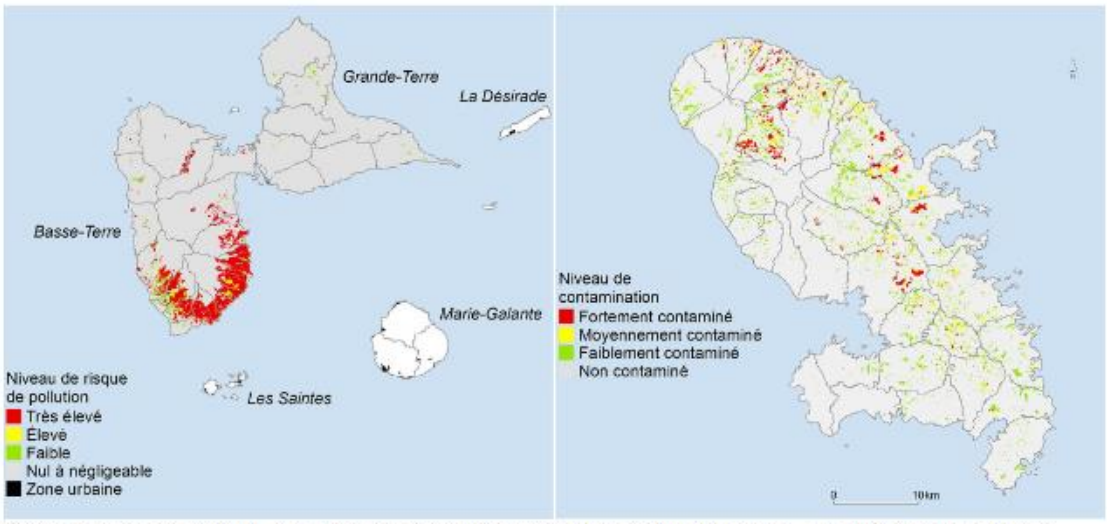


Figure 1-15. Sols potentiellement pollués par la chlordécone en Guadeloupe et synthèse des analyses de la chlordécone dans le sol de la Martinique

Source : Commissariat général au développement durable, 2019. L'environnement en France : rapport de synthèse. Paris : La Documentation française, 218 p. (2019). https://notre-environnement.gouv.fr/IMG/pdf/9782111570573_lenvironnementenfrance_edition2019_rapportdesynthese_v24_web_light.pdf

[52] Anses, 2018. Cuivre. *Phytopharmacovigilance - Synthèse des données de surveillance* , octobre 2018, 12 p. : https://www.anses.fr/fr/system/files/Fiche_PPV_Cuivre.pdf [Consulté le 11 octobre 2021]

Air

La surveillance de la contamination de l'air par les PPP ayant été réalisée jusqu'à présent à l'échelle locale avec des protocoles non complètement harmonisés et des laboratoires d'analyses différents, les données existantes sont trop hétérogènes pour fournir un état des lieux global de la présence de ces produits dans l'air et de son évolution spatio-temporelle. Pour y remédier, la campagne exploratoire réalisée en 2019 a permis de tester un protocole harmonisé de surveillance de la présence des PPP dans l'air, et de lancer en 2021 le dispositif de manière pérenne.

La synthèse des mesures effectuées dans le cadre de la CNEP et rassemblée dans l'Annexe 7 (p. 122-125) du rapport de l'Anses (2020) met en évidence que parmi les 75 substances recherchées, 70 ont été détectées. Les fréquences de détection dépassent 20% pour 13 substances en métropole et pour 5 substances dans les DROM. Cette fréquence de détection dépasse 50 pour 5 substances en métropole (lindane, glyphosate, S-métolachlore, pendiméthaline, triallate), et pour deux substances dans les DROM (lindane, S-métolachlore). 56 substances ont été quantifiées en Métropole, contre 19 dans les DROM, montrant la moindre variété de substances utilisées dans les DROM. 9 substances sont prédominantes en Métropole, avec une fréquence de quantification supérieure à 20 % (chlorothalonil, chlorpyriphos-méthyl, glyphosate, lindane, prosulfocarbe, S-métolachlore folpel, pendiméthaline, triallate), et 2 dans les DROM (pendiméthaline et S-métolachlore).

Ces résultats ont fait l'objet d'une première mise en perspective dans le rapport de l'Anses, avec les données rassemblées par les AASQA depuis 2002 dans la base de données PhytAtmo[53], montrant que parmi les 75 substances recherchées dans le cadre de la CNEP, 63 figurent déjà dans la base de données PhytAtmo (2002-2017).

Eau

Chaque année, le ministère chargé de l'Environnement publie les chiffres clés *Eau et milieux aquatiques*, qui rassemble les principaux résultats fournis par les réseaux de surveillance.

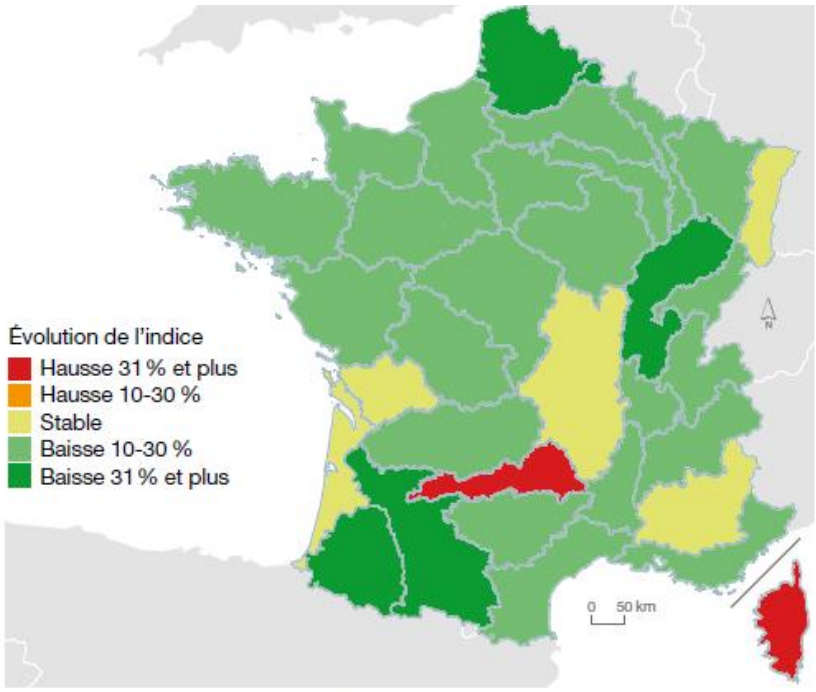
Eaux de surface

En ce qui concerne la surveillance de la contamination des eaux de surface par les PPP, le principal indicateur existant depuis 2008 est l'ICPE (indice pesticides dans les cours d'eau). Cet indice intègre le cumul des concentrations mesurées dans le cadre des réseaux de surveillance, pondérées par les seuils d'écotoxicité des substances concernées. Il permet donc d'observer une évolution, même lorsque le choix des substances surveillées évolue. Il ne concerne toutefois pas les produits qui ont été interdits avant 2008, dans le but de centrer l'observation sur les effets des décisions prises dans le cadre du programme Ecophyto mis en œuvre sur cette période. S'agissant d'un indice, il traduit une évolution et non un état de la contamination.

L'édition 2020 des chiffres clés *Eau et milieux aquatiques* (SDES, 2020) montre une évolution favorable de cet indice dans la plupart des sous-bassins hydrographiques entre 2008 et 2018 (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) notamment du fait d'une moindre présence des herbicides, dont deux ont été interdits d'usage : l'acétochlore depuis 2013, et l'aminotriazole ou amitrole depuis 2017. A l'inverse, des augmentations ont été relevées sur d'autres substances comme la pendiméthaline (herbicide) ou la cypermethrine (insecticide). Dans les départements d'outre-mer (DOM), la baisse globale de l'indice n'est pas liée à une catégorie particulière de PPP, mais résulte d'évolutions parfois divergentes de substances herbicides et insecticides (2,4-D, chlorpyriphos-éthyl ou métribuzine, pendiméthaline, chlortoluron). Parmi les Outre-mer, l'IPCE ne concerne toutefois que les Antilles et la Réunion (Figure 1-16)[54].

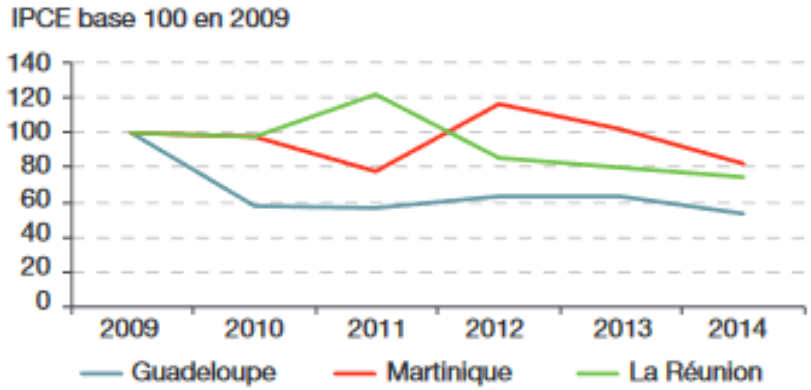
[53] https://atmo-france.org/les-pesticides/

[54] Dubois, A. ; Parisse, S. 2017. Pesticides: Évolution des ventes, des usages et de la présence dans les cours d'eau depuis 2009. *CGDD Data-Lab Essentiel*, 4 p. : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2018-10/datalab-essentiel-94-pesticides-mars2017.pdf [Consulté le 11 octobre 2021]



Champ : sous-bassins hydrographiques de France métropolitaine.
***Source :** Eaufrance, Naiades (données sur la qualité des eaux de surface). Traitements : SDES, 2020*

Figure 1-16. Evolution de l'Indice pesticides dans les cours d'eau en France métropolitaine entre 2008 et 2018
Source : SDES, 2020. Eau et milieux aquatiques - Les chiffres clés - Édition 2020. Paris: SDES;OFB, 128 p. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-02/datalab_80_chiffres_cles_eau_edition_2020_decembre2020v2.pdf (SDES, 2020)

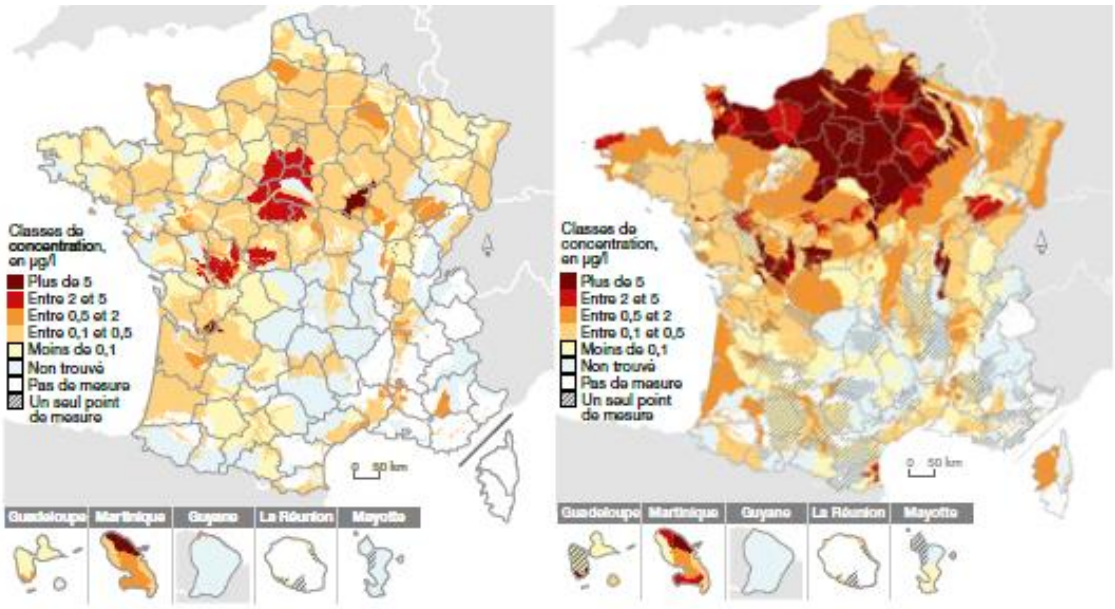


***Sources :** offices de l'eau ; MAAF ; ANSES ; Ineris ; Sandre. Traitements : SOeS, 2017*

Figure 1-17. Indice d'évolution des pesticides dans les cours d'eau par bassin d'outre-mer de 2009 à 2014

Eaux souterraines

Contrairement à ce qui a été mis en évidence pour les eaux de surface, la qualité chimique des eaux souterraines s'aggrave en revanche comme le montre la Figure 1-18, du fait de l'inertie des dynamiques de transferts entre les milieux de surface et les milieux souterrains. Ainsi, le nombre de captages fermés pour cause de pollution par les PPP continue d'augmenter (Commissariat général au développement durable, 2019).



Note : sont présentées ici uniquement les masses d'eau les plus proches du niveau du sol et les plus exposées.
Champ : France entière.
***Source :** Eaufrance, ADES (données sur la qualité des eaux souterraines). Traitements : SDES, 2020*

Figure 1-18. Concentration moyenne en PPP dans les eaux souterraines, en 2010 (carte de gauche) et en 2018 (carte de droite)
Source : SDES, 2020. Eau et milieux aquatiques - Les chiffres clés - Édition 2020. Paris: SDES;OFB, 128 p. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-02/datalab_80_chiffres_cles_eau_edition_2020_decembre2020v2.pdf (SDES, 2020)

Les eaux souterraines ne font pas partie du périmètre de la saisine à l'origine de cette ESCo, considérant qu'elles sont moins directement au contact des organismes. Elles ne sont donc pas prises en compte dans la suite du rapport, bien que les enjeux pour la biodiversité ne soient pas nuls, notamment du fait des relargages possibles des substances dans les milieux de surface par résurgence ou par pompage des eaux souterraines.

La contamination des eaux souterraines est surveillée essentiellement dans le cadre du réseau de surveillance de la qualité des nappes. Les résultats publiés dans l'édition 2020 des *Chiffres clés sur l'Eau et les milieux aquatiques* (SDES, 2020), établissent que sur les 760 substances recherchées, au moins un PPP est présent dans près de 80% des 2 340 points de mesure. Ils précisent que « Les métabolites d'atrazine et de dimétachlore, présents dans 55% des stations de mesure, figurent en tête des substances les plus fréquemment quantifiées. Parmi les substances autorisées en 2020, les métabolites de métolachlore, métazachlore et dimétachlore, ainsi que les substances mères bentazone, chlortoluron ou glyphosate, comptent parmi les substances les plus quantifiées sur le territoire. Malgré leur interdiction de mise sur le marché depuis près de deux décennies, certaines substances (atrazine, chlorate de sodium, simazine, alachlore, oxadixyl, chloridazone), sous leur forme d'origine ou en tant que métabolites, figurent parmi les substances les plus quantifiées sur le territoire. Les Antilles françaises sont affectées par la pollution historique à la chlordécone, insecticide interdit depuis 1993. » (SDES, 2020).

Eaux marines

Les PPP restent jusqu'à présent une thématique encore peu présente dans la surveillance plus globale des contaminations chimiques des milieux marins. Les données de synthèse mises à disposition par l'Ifremer concernent ainsi essentiellement le lindane et le DDT et ses métabolites, substances aujourd'hui interdites d'usage qui sont suivies depuis 1974, ainsi que le cuivre (d'origine agricole ou non)[55].

[55] Ifremer, Contaminants chimiques dans les huîtres et les moules - Résultats du réseau de surveillance ROCCH (Ex RNO) pour la période 2003-2007 : https://wwz.ifremer.fr/envlit/Outils-de-synthese/Les-contaminants-chimiques-dans-les-huitres-et-les-moules-du-littoral-francais [Consulté le 11 octobre 2021]

Dans le cadre de la DCE, les PPP prioritaires font l'objet de suivis. La surveillance est déclinée pour deux types de masses d'eau littorales : les masses d'eau côtières et les masses d'eau de transition (estuaires/lagunes). Une masse d'eau est considérée en mauvaise état si la concentration d'au moins une substance prioritaire (PPP ou autre) mesurée dépasse sa norme de qualité environnementale (NQE) établie dans la réglementation. En 2015, 9 % des masses d'eau côtières et 40 % des masses d'eau de transition n'ont pas atteint le bon état chimique. Quel que soit le district concerné, l'état des eaux de transition est toujours plus dégradé que celui des eaux côtières, soulignant l'importance de la distance aux sources de pollution ou à leurs exutoires (cours d'eau…). Les principaux polluants prioritaires à l'origine du déclassement des masses d'eau de transition sont des PPP, avec notamment le lindane, les pesticides organochlorés et l'endosulfan. Pour les eaux côtières, les produits biocides antifouling utilisés pour la protection des coques des bateaux sont à l'origine du déclassement, ainsi que les PPP lindane et endosulfan que l'on retrouve à nouveau[56].

Cette connaissance de la contamination par les PPP des masses d'eau de transition lagunaires a été par ailleurs complétée dans le cadre de l'*Observatoire des lagunes (Obslag) et de son volet Pesticides, mis en place en 2017* (Munaron *et al.*, 2020). Entre 15 et 39 substances actives et métabolites de pesticides ont ainsi été retrouvés dans chaque lagune entre 2017 et 2019, dont 10 au-delà de concentrations présentant un risque pour les écosystèmes lagunaires. Or ne s'agissant bien souvent pas de substances définies comme prioritaires dans la réglementation, elles ne conduisent pas au déclassement de l'état chimique des masses d'eau concernées. Deux herbicides ont plus particulièrement été identifiés comme vecteurs de risques pour ces écosystèmes : le s-métolachlor et le glyphosate.

3.4. Surveillance de l'état de la biodiversité

Le déclin de la biodiversité est un phénomène complexe à qualifier et à quantifier. La synthèse réalisée en 2021 par la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité (FRB) en collaboration avec l'Office Français de la Biodiversité (OFB) sur l'impact des activités humaines sur la biodiversité (Delavaud *et al.*, 2021), conclut qu'il n'est pas envisageable d'établir un indicateur global de mesure de l'impact des activités humaines sur la biodiversité. En effet, la complexité de la notion même de biodiversité mise en évidence dans cette synthèse, réside dans les interconnections compositionnelles, structurelles et fonctionnelles de celle-ci.

Diagnostiquer l'état de la biodiversité peut ainsi faire l'objet de controverses, car il résulte d'un ensemble de dynamiques écologiques parfois contradictoires[57]. Pour autant sa fragilisation est connue depuis plusieurs décennies, et l'objectif d'enrayer le déclin de la biodiversité occupe une place de plus en plus importante dans les orientations politiques annoncées, et les réseaux de surveillance se sont progressivement mis en place et structurés en ce sens, aux différentes échelles géopolitiques depuis les années 1970. Les derniers rapports de synthèse disponibles confirment la dynamique globale de déclin qui concerne tant la détérioration des habitats, que l'identification des espèces disparues ou menacées de disparition, ou le déclin des populations d'espèces encore présentes.

3.4.1. Principaux réseaux de surveillance et leurs évolutions

La structuration du suivi à l'échelle mondiale

L'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN), créée en 1948, est la plus ancienne des organisations environnementales intervenant à l'échelle mondiale. Sa première vocation ayant été d'encourager la coopération internationale pour la protection de la nature, elle associe des représentants de gouvernements, des

[56] SDES and AFB, État chimique des eaux littorales en 2015, selon la Directive-Cadre sur l'eau : https://www.notre-environnement.gouv.fr/rapport-sur-l-etat-de-l-environnement/themes-ree/milieux-et-territoires-a-enjeux/mer-et-littoral/etat-du-milieu-marin-et-littoral/article/etat-chimique-des-eaux-littorales-en-2015-selon-la-directive-cadre-sur-l-eau?type-ressource=liens [Consulté le 11 octobre 2021]

[57] Romain Garrouste, 2021. Débat scientifique sur le déclin des insectes : que reste-t-il à prouver ? *The Conversation* : https://theconversation.com/debat-scientifique-sur-le-declin-des-insectes-que-reste-t-il-a-prouver-154109 . [Consulté le 11 octobre 2021]

Organisations Non Gouvernementales (ONG) et des centres de recherche. Elle a mis en place en 1964 la Liste rouge des espèces menacées, qui est depuis régulièrement actualisée. Elle est fondée sur cinq principaux critères visant à évaluer le risque d'extinction : taille de population, taux de déclin, aire de répartition géographique, degré de peuplement et de fragmentation de la répartition[58]. La Figure 1-19 montre la progression sur 20 ans du nombre d'espèces évaluées par l'UICN qui passe de 20 000 en 2000 à près de 140 000 en 2021[59]. En 2020, cette évaluation ne porterait toutefois que sur 5,5% des espèces connues. Cette liste n'est en outre pas représentative de l'ensemble du vivant, car limitée aux vertébrés qui constituent les taxons dont les espèces sont mieux documentées (Cowie *et al.*, 2022).

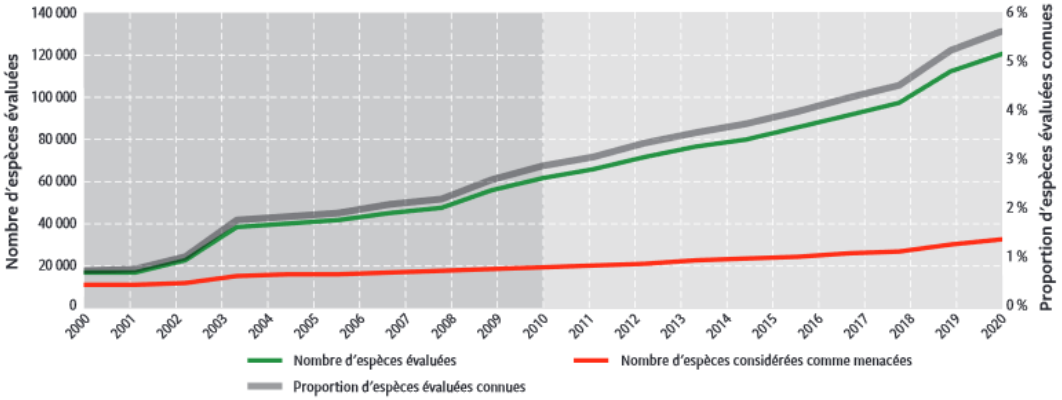


Figure 1-19. Nombre d'espèces évaluées dans le cadre de la liste rouge de l'UICN
Source : Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2020. Perspectives mondiales de la diversité biologique 5. Montréal: ONU, 208 p. https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-fr.pdf

L'UICN a aussi joué un rôle central dans l'élaboration de plusieurs conventions et stratégies relatives à la biodiversité : Convention de Ramsar sur les zones humides (1971), Convention du patrimoine mondial (1972), Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (1974), Convention sur la diversité biologique (CDB, en 1992). Le suivi mis en place dans le cadre de la CDB porte essentiellement sur la mise en œuvre des actions des gouvernements signataires au regard des objectifs fixés (Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2020). En ce qui concerne les évolutions de la biodiversité en tant que telle, les instances de la CDB s'appuient essentiellement sur les travaux de l'IPBES.

La création de l'IPBES a été approuvée par l'Assemblée Générale de l'ONU en 2010, puis mise en œuvre à partir de 2012 en s'inspirant du fonctionnement du Groupe intergouvernemental d'experts sur le climat (GIEC) qui délivre son expertise depuis le début des années 1990. L'IPBES conduit des travaux méthodologiques et des expertises collectives sur l'état et les évolutions de la biodiversité, basées sur les travaux de recherche réalisés dans le monde. Il a publié en 2019 son premier rapport d'état des lieux à l'échelle mondiale : *The global assessment report on global biodiversity and ecosystem services* (IPBES *et al.*, 2019).

Ces instances internationales partagent l'objectif d'améliorer les connaissances sur l'état de la biodiversité et de son évolution, ainsi que de favoriser la mise en commun des efforts de recherche sur ces sujets. Elles ont ainsi promu des initiatives visant à développer des indicateurs synthétiques pour caractériser la biodiversité, et des dispositifs de mise à disposition des données existantes. Le portail de données du Système mondial d'information sur la biodiversité (GBIF) a ainsi été ouvert à partir de 2013 pour mutualiser des données utilisées dans la recherche (Archambeau *et al.*, 2013). Il ne constitue toutefois pas un dispositif de suivi représentatif de la biodiversité, et favorise par construction les espèces et écosystèmes les plus documentés. De manière plus spécifique, le système d'information sur la biodiversité des océans (OBIS), mobilise les données propres à la biodiversité marine.

[58] UICN, La liste rouge mondiale des espèces menacées : https://uicn.fr/liste-rouge-mondiale [Consulté le 11 octobre 2021]
[59] UICN, La liste rouge mondiale des espèces menacées : https://uicn.fr/liste-rouge-mondiale [Consulté le 11 octobre 2021]

Sur un plan plus méthodologique, le réseau de recherche international Group on Earth Observations – Biodiversity Observation Network (GEO BON) constitué pour appuyer la mise en œuvre des Conventions intergouvernementales relatives à la biodiversité, propose une structuration des *Essential Biodiversity Variables* (EBVs), définies comme les « composantes de la biodiversité qui doivent être surveillées. Les variables sont regroupées en six classes, qui mesurent la composition génétique, les populations d'espèces, les caractéristiques des espèces, la composition des communautés, la fonction et la structure des écosystèmes »[60]. Sont associés à cette approche globale de la biodiversité, des documents de référence pour la mise en place de réseaux de surveillance et pour l'interopérabilité des bases de données constituées[61].

De manière complémentaire et en lien également avec les instances de l'ONU, l'ONG WWF a mis en place à partir de 1997, avec la Société zoologique de Londres, l'Indice planète vivante (IPV, ou LPI pour *Living planet index*) calculé tous les deux ans à partir de 1998. Il porte sur une évaluation de l'évolution de l'abondance des populations d'espèces de vertébrés, espèces les mieux documentées à l'échelle mondiale. Ce calcul est fondé sur l'agrégation de données issues de publications et bases de données scientifiques ainsi que de sources gouvernementales. L'année de référence de cet indice est 1970. Le nombre d'espèces intégrées dans le calcul atteint 20 811 populations de 4 392 espèces en 2020 (données 1970-2016).

Des directives communautaires qui encadrent le recueil de données de suivi

Au niveau européen, la politique communautaire en faveur de la protection de la nature s'est accompagnée de la mise en place de dispositifs de recueil de données sur l'état de la biodiversité dans le cadre de la Directive Oiseaux adoptée en 1979, et de la Directive Habitat Faune Flore adoptée en 1992. En articulation avec ces deux Directives, la Directive cadre sur l'eau de 2000 et la Directive-cadre Stratégie pour le Milieu Marin adoptée de 2008 établissent des normes quant au bon état écologique des masses d'eau qui intègrent des critères relatifs à la biodiversité nécessitant la mise en place de réseaux de surveillance.

Les données recueillies auprès des Etats membres de l'Union européenne dans le cadre de la mise en œuvre de ces directives, font l'objet d'un rapport de la Commission sur *l'Etat de conservation de la nature dans l'Union européenne*, lui-même fondé sur un rapport technique plus détaillé de l'Agence européenne pour l'environnement sur *l'Etat de la nature dans l'Union européenne*. Ces rapports ont été publiés en 2015 sur la base des données 2007-2012[62], puis en 2020 sur la base des données 2013-2018[63].

Ressources au niveau national

C'est au niveau national que sont rassemblées les informations qui constituent le rapportage de la France pour rendre compte de ses engagements aux niveaux européen et international.

La France ayant ratifié la CDB en 1994, elle a adopté en 2004 la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) comme outil de sa mise en œuvre avec l'objectif de stopper l'érosion de la biodiversité sur la période 2004-2010[64]. Suite au constat d'échec de cette stratégie, la version révisée 2011-2020 de la SNB intègre les 20 objectifs d'Aichi adoptés au Sommet de Nagoya en 2009[65]. La France crée l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB) l'année

[60] Group on earth observations, What Are EBVs?: https://geobon.org/ebvs/what-are-ebvs/ [Consulté le 5 octobre 2021]
[61] Group on earth observations, GEO BON's 2025 Vision Statement and Goals : https://geobon.org/about/vision-goals/ [Consulté le 5 octobre 2021]
[62] European Environment Agency and others, State of Nature in the EU: Results from Reporting under the Nature Directives 2007–2012. (LU: Publications Office, 2015) : https://data.europa.eu/doi/10.2800/603862 [Consulté le 5 octobre 2021]
[63] European Environment Agency., State of Nature in the EU :Results from Reporting under the Nature Directives 2013 2018. (LU: Publications Office, 2020) : https://data.europa.eu/doi/10.2800/705440 [Consulté le 28 octobre 2021]
[64] Ministère de l'Écologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement, 2011. Stratégie nationale pour la biodiversité : Bilan 2004-2010 : https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Strat%C3%A9gie%20nationale%20pour%20la%20biodiversit%C3%A9%20%E2%80%93%20Bilan%202004-2010.pdf [Consulté le 28 octobre 2021]
[65] Ministère de l'écologie, du Développement durable et de l'énergie, 2021. Stratégie nationale pour la biodiversité : 2011-2020 : https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Strat%C3%A9gie%20nationale%20pour%20la%20biodiversit%C3%A9%202011-2020.pdf [Consulté le 28 octobre 2021]

suivante afin de suivre les effets de la SNB sur les 3 composantes de la biodiversité : les écosystèmes, les espèces et les gènes, à travers des jeux d'indicateurs mobilisant les données issues du Système d'information sur la biodiversité (SIB)[66]. Cet outil instauré dans le cadre de la loi de 2016 pour la reconquête de la biodiversité, a pour objet de faciliter l'accessibilité et la réutilisation des données existantes sur la biodiversité sur la base d'un référentiel commun. De plus, le Plan Biodiversité du 4 juillet 2018 vise à accélérer la mise en œuvre de la SNB, à renforcer le rôle de l'ONB qui se doit de publier annuellement des indicateurs sur l'état de la biodiversité et les pressions qui s'exercent sur elle [67], et désigne l'UMS PatriNat pour réaliser la surveillance sur le long terme de la biodiversité terrestre. La période 2020-2022 correspond à la phase de conception du programme de surveillance ayant vocation à être déployé à partir de 2023[68] et qui s'appuiera sur les dispositifs de protection des espaces et des espèces tels que les Directives Oiseaux (DO) et Habitats-Faune-Flore (DHFF), les listes rouges, ou encore les Espèces Exotiques Envahissantes (EEE). En effet, dans le cadre de la directive Habitats, faune, flore, la France réalise tous les six ans une évaluation systématique de l'état de conservation des espèces et des habitats d'intérêt communautaire présents sur son territoire métropolitain. Plus de 300 espèces et 130 habitats ont ainsi été évalués dans chaque région biogéographique où ils sont présents pour les périodes 2008-2012 (rapportage de 2013) et 2013-2018 (rapportage de 2019)[69].

En s'appuyant sur ces dispositifs et en lien avec les engagements pris lors du Sommet de la Terre en 1992, le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) publie tous les 4 ans depuis 1994, un rapport synthétique sur l'état de l'environnement, le « REE »[70].

Les données d'observation qui contribuent à documenter l'état de la biodiversité et à constituer ces rapports, sont produites par différents acteurs. Les plus anciens sont des ONG fédérant pour la plupart des naturalistes impliqués dans des partenariats scientifiques relatifs au suivi de certains milieux ou espèces, et dans un objectif de protection. Parmi les plus anciennes figurent la Société nationale de protection de la nature (SNPN fondée en 1854) et la Ligue pour la protection des oiseaux (LPO fondée en 1912), et la plupart se sont structurées à partir des années 1970 comme l'Office pour les insectes et leur environnement (OPIE fondé en 1968), la Société Herpétologique de France (SHF fondée en 1971), la Société française pour l'étude et la protection des mammifères (SFEPM créée en 1977), etc. Sur le plan institutionnel, des réseaux actifs dans le suivi de la biodiversité se constituent progressivement à la même époque, tels que les parcs nationaux dont les missions sont officialisées par la loi de 1960 sur les parcs nationaux, les conservatoires botaniques nationaux à partir de 1975 et le Conservatoire de l'espace littoral et des rivages lacustres en 1975 également, les réseaux d'observation de la faune sauvage, mis en place à partir de 1985 par l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS), et qui portent aujourd'hui sur plus de 50 espèces, ou plus récemment comme l'inventaire des Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique (ZNIEFF initié en 2012). Enfin le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN fondé en 1793) joue un rôle historique et central dans la connaissance et la conservation de la biodiversité. Il assume aujourd'hui la responsabilité scientifique des inventaires constitués et rassemblés dans l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) instauré en lancé en 2005 sur la base des données qui étaient gérées depuis 1979 par le Secrétariat de la Faune et de la Flore (SFF) du MNHN. L'ensemble de ces données alimentent les dispositifs d'évaluation de l'évolution de l'état de la biodiversité permettant de rendre compte de la mise en œuvre des politiques de protection. Le MNHN joue ainsi un rôle structurant de la collecte des données sur le terrain de manière à assurer leur cohérence dans le temps et dans l'espace. Le programme de Suivi temporel des oiseaux communs (STOC), dans le cadre plus large de Vigie-Nature, est un exemple type de dispositif associant les acteurs

[66] Nature France, 2021. Le Système d'information sur la biodiversité (SIB) : https://naturefrance.fr/systeme-information-biodiversite . [Consulté le 28 octobre 2021]
[67] Nature France, 2021. Le Système d'information sur la biodiversité (SIB) : https://naturefrance.fr/systeme-information-biodiversite . [Consulté le 28 octobre 2021]
[68] MNHN, 2021. Surveiller la biodiversité terrestre française sur le long terme, en s'appuyant sur des dispositifs de suivi organisés dans un cadre général cohérent ! https://www.patrinat.fr/fr/surveillance-de-la-biodiversite-terrestre-6806 [Consulté le 28 octobre 2021]
[69] MNHN, OFB. Rapportages communautaires sur les directives "Nature" : https://inpn.mnhn.fr/programme/rapportage-directives-nature/presentation [Consulté le 28 octobre 2021]
[70] Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2019. État de l'environnement : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/etat-de-lenvironnement [Consulté le 5 octobre 2021]

de terrain, le MNHN et les dispositifs de rapportage européens et internationaux. En place depuis 1989, il a permis de publier en 2021 le bilan de trente ans d'observations (Fontaine *et al.*, 2020).

Enfin, à l'échelle infra-nationale, des objectifs de protection ou d'observation plus spécifiques peuvent être poursuivis par des associations ou des collectivités, autour d'un cours d'eau (comité de rivière), d'une aire d'intérêt, etc. Ces initiatives multiples constituent une production importante de connaissances, qui restent toutefois diffuses et hétérogènes quant à leurs objectifs et méthodologies de collecte et de valorisation.

Le rappel historique de la dynamique de structuration des dispositifs de suivi de la biodiversité montre la dynamique engagée à l'échelle internationale pour rassembler et homogénéiser l'information et lui conférer une lisibilité et une visibilité facilitant l'identification et le partage d'objectifs prioritaires. En contrepartie, les données valorisées à cette échelle globale portent sur une part nécessairement restreinte des composantes de la biodiversité, qui peuvent être parfois différemment documentées et analysées à une échelle plus locale (Primack *et al.*, 2018).

3.4.2. Derniers rapports disponibles

Dynamique d'évolution globale de la biodiversité

Le rapport sur l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques établi en 2019 par l'IPBES est le premier réalisé à cette échelle. A partir des données de l'UICN et de WWF, il dresse un bilan très alarmant de l'état de santé de la nature, en faisant notamment le constat d'une érosion de la biodiversité sans précédent. Ce phénomène se traduit par l'augmentation du taux d'extinction d'espèces, le déclin des populations de certaines espèces, ou encore la dégradation des habitats. Avec un seuil à ne pas dépasser de 10 extinctions d'espèces sur un million, la limite planétaire « érosion de la biodiversité » était largement franchie en 2009 avec 100 extinctions sur un million d'espèces (Commissariat général au développement durable, 2019).

Deux grands indicateurs d'état permettent de mettre en évidence ce déclin au niveau mondial. L'Indice Liste Rouge (RLI) s'intéresse aux changements réels de statut de menace d'une espèce, et permet ainsi aux Etats de suivre les effets de leurs actions sur la biodiversité. Au niveau mondial, le RLI a augmenté de 48 % depuis le début des années 1990, avec une augmentation préoccupante de 138 % de celui-ci pour la France métropolitaine. Un autre indicateur mondial, l'Indice Planète Vivante (LPI) 2020 de WWF, synthétise quant à lui les tendances des populations de vertébrés (mammifères, oiseaux, poissons, reptiles et amphibiens) selon leur milieu d'appartenance, et montre que les espèces connaissent un déclin rapide depuis 1970, avec des baisses de 40 % pour les espèces terrestres, de 84% pour les espèces d'eau douce et de 35 % pour les espèces marines.

Le rapport de l'IPBES (2019) indique également qu'un million d'espèces animales et végétales seraient aujourd'hui menacées d'extinction sur les huit millions estimés sur Terre (dont 75% sont des insectes), en raison notamment de la perte et de la détérioration des habitats ayant réduit de 30% l'intégrité globale des habitats terrestres par rapport aux valeurs de référence.

A l'échelle européenne, le rapport de 2020 relatif à l'état de conservation des espèces et des habitats protégés au titre des Directives « Oiseaux » (Commission européenne, 2010) et « Habitats » (Commission européenne, 1992) et aux tendances observées au cours de la période 2013-2018 indique que l'Union européenne n'a pas encore réussi à enrayer le déclin des espèces et des types d'habitats protégés dont l'état de conservation est préoccupant dans l'Union. Il est d'ailleurs mis en évidence que la tendance à la détérioration de la biodiversité au niveau européen a légèrement augmenté : elle est passée de 20 à 23% pour les oiseaux, de 22 à 26% pour les espèces autres que les oiseaux et de 30 à 32% pour les habitats. D'une manière générale, la dégradation continue de la plupart des habitats et espèces l'emporte sur les quelques améliorations observées. En ce qui concerne le milieu marin, le rapport de la Commission européenne sur l'état de conservation de la nature en 2020 souligne le manque d'informations existantes en estimant que la situation d'environ 26% des habitats marins et 59% des espèces marines demeure inconnue (Commission européenne, 2020).

Evolution de la biodiversité en France au regard du déclin mondial

La France est présente dans 5 des 34 « points chauds » de la biodiversité mondiale (UICN, 2005), où sont abrités les diversités spécifiques les plus importantes. D'après le rapport du CGDD sur l'état de l'environnement en France en 2019 exploitant les données rassemblées par l'UICN à l'échelle mondiale, 9 800 des 96 951 espèces évaluées dans le cadre de la liste rouge de l'UICN (soit 10%) sont présentes dans au moins un territoire français, dont 6 554 (soit 67%) en outre-mer. L'analyse de l'état de cette biodiversité, réalisée par grands groupes taxonomiques (champignons, plantes, animaux), révèle des taux d'espèces éteintes ou menacées respectifs de 73%, 29%, et 11% (Commissariat général au développement durable, 2019).

La France abrite 132 habitats d'intérêt communautaire sur les 231 de l'Union européenne définis dans la Directive « Habitats », regroupés sur la Figure 1-20 en 9 grands groupes[71]. Au regard de l'évaluation réalisée sur la période 2013-2018, on peut voir que les milieux ouverts herbacés naturels et semi-naturels (prairies de fauche, pâturages, etc.) figurent parmi les habitats les plus menacés avec 56% d'entre eux dans un mauvais état de conservation. D'autre part, les dunes, les tourbières et autres milieux humides ou aquatiques, ainsi que les habitats côtiers, sont ceux qui présentent le moins d'évaluations favorables (moins de 5% pour chacun d'entre eux).

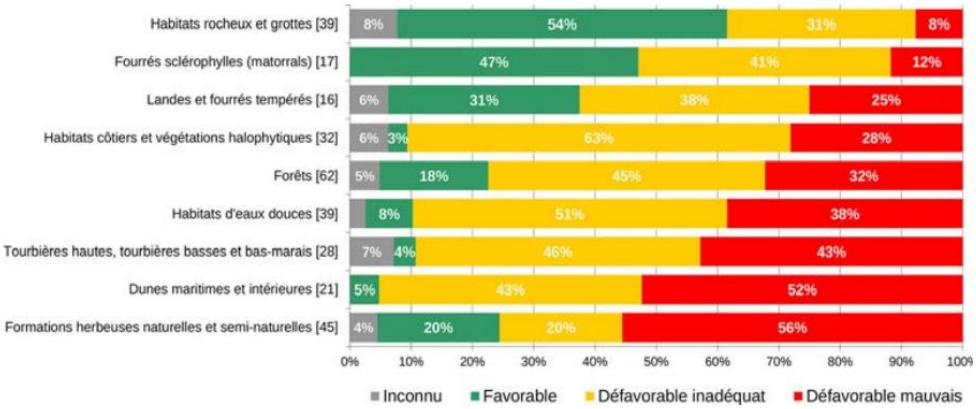


Figure 1-20. État de conservation des habitats d'intérêt communautaire par grand type de milieux en France sur la période 2013-2018

Les nombres entre crochets indiquent le nombre d'évaluations réalisées.
Source : UMS Patrinat, 2019. Note de synthèse. Résultats de la troisième évaluation des habitats et espèces de la DHFF (2013-2018) : https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000_EC/Note_synthese_2019_DHFF.pdf [Consulté le 17/01/2022]

Les oiseaux sont considérés comme indicateurs de l'état de la biodiversité du fait de leur positionnement dans la chaîne alimentaire, et ont fait l'objet d'un suivi depuis 1989 dans le cadre du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC). Malgré les mesures de conservation spéciales imposées par la Directive « Oiseaux », l'état global des populations se dégrade quel que soit le niveau d'évaluation (insuffisant, médiocre, favorable). Le rapport établissant le bilan des 30 années de STOC en France (Fontaine *et al.*, 2020) indique toutefois que les tendances diffèrent selon les espèces généralistes ou spécialistes. Ainsi, il fait état d'un déclin de 29,5% entre 1989 et 2019 des espèces agricoles qui est concomitant de l'intensification des pratiques agricoles, mais aussi une chute de 27,6% des espèces des milieux urbains, alors qu'on assiste à une augmentation de 19,4% des espèces généralistes. « Ce phénomène d'accroissement des espèces dites « généralistes » au détriment des « spécialistes » révèle une uniformisation de la faune sauvage, signe d'une banalisation croissante des habitats et d'une perte de biodiversité »[72]. Le rapport met cependant en évidence l'impact positif des outils de conservation tels que les réserves naturelles, au sein desquelles l'indice d'abondance des oiseaux a augmenté entre 2004 et 2018 alors qu'il a diminué hors réserves (Fontaine *et al.*, 2020).

[71] UMS Patrinat, 2019. Note de synthèse. Résultats de la troisième évaluation des habitats et espèces de la DHFF (2013-2018) : https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000_EC/Note_synthese_2019_DHFF.pdf [Consulté le 17/01/2022]
[72] Muséum national d'Histoire naturelle, 2021. Le bilan de 30 années de comptages des oiseaux en France inquiète les spécialistes : https://www.mnhn.fr/fr/le-bilan-de-30-annees-de-comptages-des-oiseaux-en-france-inquiete-les-specialistes [Consulté le 28/09/2021].

Sous l'effet des réglementations et des évolutions socio-économiques, les résultats du suivi inscrit dans la Directive cadre sur l'eau indiquent que les multiples pressions exercées sur l'environnement se sont réduites sur le territoire national. Bien qu'encore très loin du bon état écologique des masses d'eau visé par la directive, une amélioration partielle de la qualité des milieux aquatiques est constatée, notamment liée à l'évolution des pratiques agricoles et à la baisse des quantités d'engrais utilisés. Pour les eaux de surface, 44,2% des masses d'eau sont en bon ou très bon état écologique en 2015 contre 42,4% en 2009[73]. Malgré tout, en juin 2020, 21% des 1 372 espèces aquatiques évaluées en métropole et en outre-mer sont éteintes ou menacées.

Concernant le milieu marin, 51,4% des 179 masses d'eau côtières françaises ont un bon ou un très bon état écologique selon le dernier état des lieux disponible réalisé en 2015, et les 21 masses d'eau de qualité médiocre ou mauvaise sont surtout concentrées dans les baies de Bretagne (5 masses d'eau) et dans les Antilles (10 masses d'eau). Les masses d'eau de transition sont d'autant plus fragilisées, estimées en état médiocre ou mauvais pour plus de 40% d'entre elles, notamment les lagunes méditerranéennes à l'est de l'Hérault et en Camargue. De plus, l'évaluation établie dans le cadre de la DCSMM repose sur les 11 descripteurs thématiques utilisés pour juger de l'état écologique du milieu marin, et qui peuvent montrer des tendances d'évolution divergentes. A titre d'exemple, sur les 15 espèces de mammifères marins représentatives des eaux françaises, certaines comme le phoque, ont une abondance en expansion depuis une décennie, mais à l'inverse, les petits cétacés comme le marsouin ou le dauphin commun sont fortement impactés par les captures accidentelles. Les PPP n'apparaissent généralement pas au premier plan des pressions affectant la biodiversité des milieux marins, fortement affectée par d'autres pollutions chimiques, la destruction d'habitats, ou les phénomènes d'eutrophisation, de salinisation, de réchauffement, etc. Du fait d'un durcissement de la réglementation, ces pollutions ont toutefois diminué depuis une dizaine d'années, à l'exception des déchets marins (notamment les plastiques) qui impactent la biodiversité marine et la chaîne alimentaire (Commissariat général au développement durable, 2019).

[73] Chiffres clés Eau et milieux aquatiques 2020 : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-02/datalab_80_chiffres_cles_eau_edition_2020_decembre2020v2.pdf [Consulté le 28/09/2021]

Références bibliographiques

Agreste, 2018. Apports de produits phytopharmaceutiques en arboriculture : nombre de traitements et indicateur de fréquence de traitements. Campagnes agricoles 2. *Agreste Les Dossiers*, n°43 (août): 50 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos43/Dossiers_43.pdf

Agreste, 2019. Enquête Pratiques phytosanitaires en viticulture en 2016 : nombre de traitements et indicateurs de fréquence de traitement *Agreste Chiffres & données*, n°2 (février): 50 p. https://www.agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Dos1902/Dossier2019-2.pdf

Agreste, 2020a. Enquête pratiques culturales en grandes cultures et prairies 2017: princiux résultats. *Agreste Chiffres & données*, n°9 (octobre): 21 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2009/cd2020-9%20PK%20_GC2017b.pdf

Agreste, 2020b. Pratiques phytosanitaires en production légumière en 2018 : IFT et nombre de traitements. *Agreste Chiffres & données*, n°7 (septembre): 16 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2007/cd2020-7_PratiquesPhytol%C3%A9gumes2018v2.pdf

Agreste, 2021. Enquête Pratiques phytosanitaires en arboriculture en 2018 : IFT et nombre de traitements. *Agreste Chiffres & données*, n°8 (mai): 12 p. https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/download/publication/publie/Chd2108/cd2021-8_IFT-phytofruits_2018.pdf

Anses, 2009. *Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments relatif au projet d'arrêté relatif à la procédure simplifiée d'autorisation de mise sur le marché des préparations naturelles peu préoccupantes*. Paris: ANSES, (2009-SA-0213), 3 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/DIVE2009sa0213.pdf

Anses, 2012. *Avis de l'Anses relatif à une demande d'appui scientifique et technique concernant l'adaptation des modalités d'évaluation, article 77 du règlement (CE) n°1107/2009*. Paris: Anses, (2012-SA-0027), 10 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/DPR2012sa0027.pdf

Anses, 2015. *Document guide relatif à l'évaluation comparative des produits phytopharmaceutiques en France*. Paris: Anses, 12 p . https://www.anses.fr/fr/system/files/DAMM-DocumentGuideEvaluationPPPv1.pdf

Anses, 2016a. *Avis de l'Anses relatif à l'évaluation des risques pour le désherbage des voies ferrées*. Paris: Anses, (2015-SA-0054), 9 p . https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2015SA0054.pdf

Anses, 2016b. *Avis de l'Anses relatif à la définition de critères scientifiques définissant les perturbateurs endocriniens*. Paris: Anses, (2016-SA-0133), 11 p . https://www.anses.fr/fr/system/files/SUBCHIM2016SA0133.pdf

Anses, 2016c. *Expositions professionnelles aux pesticides en agriculture. Avis et rapport*. Paris: ANSES, (Autosaisine n°2011-SA-0192), 244 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011SA0192Ra.pdf

Anses, 2018. *Avis de l'Anses relatif à l'évolution des dispositions réglementaires visant à protéger les abeilles domestiques et les insectes pollinisateurs sauvages*. Paris: Anses, (Saisine n° 2018-SA-0147), 26 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2018SA0147.pdf

Anses, 2019. *Avis de l'Agence française de sécurité sanitaire des alimentsrelatif à « l'évaluation du signal concernant la toxicité des fongicides inhibiteurs de la succinate deshydrogénase (SDHI)»*. Paris: ANSES, (Saisine n° 2018-SA-0113), 103 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2018SA0113Ra.pdf

Anses, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant. Premières interprétations sanitaires*. Maisons-Alfort: ANSES, (2009-SA-0213), 140 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2020SA0030Ra.pdf

Archambeau, A.-S.; Chenin, E.; Lecoq, M.-E.; Ristol, P.R.; Vignes Lebbe, R., 2013. Le GBIF: ouvrir l'accès aux données primaires sur la biodiversité. *Netcom. Réseaux, communication et territoires*, (27-1/2): 154-164. http://dx.doi.org/10.4000/netcom.1390

Arzul, G.; Bocquene, G.; Claisse, D.; Grossel, H.; Marchand, M.; Munschy, C.; Tissier, C.; Tixier, C.; Tronczynski, J., 2004. *Stratégies pour la surveillance des* produits *phytosanitaires en milieu marin côtier* Ifremer, (R.INT-DEL/PC/2004.17), 46 p.

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p.

Ballot, R.; Desquilbet, M.; Garnon, P.; Reboud, X.; Borrell, A.; Bayeux, T.; Vergriette, B., 2018. *Risques et bénéfices relatifs des alternatives aux produits phytopharmaceutiques comportant des néonicotinoïdes: Tome 3: Rapport d'appui scientifique et technique sur l'impact agricole*, (Saisine n° 2016-SA-0057), 129 p.

Baschet, J.F.; Pingault, N., 2009. La réduction des usages de pesticides : le plan Ecophyto 2018 Le rôle des indicateurs d'utilisation pour évaluer l'atteinte des objectifs. *Prospective et évaluation Analyse*, (n°4 février): 4 p. https://agriculture.gouv.fr/telecharger/63894?token=4fe544a1b23f6f3421f7e84b69a88bcc28ab4651e1dd171d96c163fab379be48

Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Jeger, M.J.; Knutsen, K.H.; More, S.; Mortensen, A.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *Efsa Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Carpentier, A.; Fadhuile, A.; Roignant, M.; Blanck, M.; Reboud, X., 2020. *Alternatives au glyphosate en grandes cultures. Evaluation économique : Evaluation économique*. Paris: INRAE, 161 p. http://dx.doi.org/10.15454/9GV2-3904

Commissariat général au développement durable, 2019. *L'environnement en France : rapport de synthèse*. Paris: La Documentation française, 218 p. https://notre-environnement.gouv.fr/IMG/pdf/9782111570573_lenvironnementenfrance_edition2019_rapportdesynthese_v24_web_light.pdf

Commission européenne, 1991. Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. *OJ L 230, 19.8.1991, p. 1–32*.

Commission européenne, 1992. Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. *OJ L 206, 22.7.1992, p. 7–50*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:31992L0043

Commission européenne, 2005. Règlement (CE) n°396/2005 du Parlement européen et du Conseil du 23 février 2005 concernant les limites maximales applicables aux résidus de pesticides présents dans ou sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux d'origine végétale et animale et modifiant la directive 91/414/CEE du Conseil Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 70 du 16.3.2005, p. 1–16*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32005R0396

Commission européenne, 2009a. Directive 2009/127/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 modifiant la directive 2006/42/CE en ce qui concerne les machines destinées à l'application des pesticides (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JOUE, L 310, 25.11.2009, p. 29–33*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32009L0127

Commission européenne, 2009b. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable. *JOUE, L 309, 71-86*. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:309:0071:0086:fr:PDF

Commission européenne, 2009c. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. 50. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009R1107&from=FR

Commission européenne, 2009d. Règlement (CE) no°1185/2009 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2009 relatif aux statistiques sur les pesticides. *OJ L 324, 10.12.2009, p. 1–22*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32009R1185

Commission européenne, 2010. Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du Conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages. *OJ L 20, 26.1.2010, p. 7–25*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32009L0147

Commission européenne, 2019a. Directive (UE) 2019/782 de la Commission du 15 mai 2019 modifiant la directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne l'établissement d'indicateurs de risques harmonisés *OJ L 127, 16.5.2019, p. 4–10*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:32019L0782

Commission européenne, 2019b. Règlement (UE) 2018/605 de la Commission du 19 avril 2018 modifiant l'annexe II du règlement (CE) n° 1107/2009 en établissant des critères scientifiques pour la détermination des propriétés perturbant le système endocrinien (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *OJ L 101, 20.4.2018, p. 33–36*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32018R0605

Commission européenne, 2020. Rapport de la Commission au Parlement européen, au Conseil et au Comité économique et social européen. État de conservation de la nature dans l'Union européenne. Rapport relatif à l'état de conservation des espèces et des habitats protégés au titre des directives «Oiseaux» et «Habitats» et aux tendances observées au cours de la période 2013 - 2018. *COM(2020) 635 final, 28 p.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:52020DC0635

Cowie, R.H.; Bouchet, P.; Fontaine, B., 2022. The Sixth Mass Extinction: fact, fiction or speculation? *Biological Reviews*, 97 (2): 640-663. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12816

Delavaud, A.; Milleret, E.; Wroza, Stanislas; Soubelet, H.; Deligny, A.; Silvain, J.-F., 2021. *Indicateurs et outils de mesure – Évaluer l'impact des activités humaines sur la biodiversité ?*.

. Paris: FRB, Collection Expertise et synthèse, 96 p. https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2021/04/Publi-JFRB-Indicateurs-outils-mesure-Impact-biodiversite-1.pdf

Devos, Y.; Auteri, D.; de Seze, G., 2020. EFSA activities on environmental risk assessment (ERA). Thematic discussion: Changing context for ERA. *75th Advisory Forum Meeting, virtual meeting, 1-2- April 2020*, 28 p. https://www.efsa.europa.eu/sites/default/files/event/2020/AF200401-p5.2_YD.pdf

Efsa Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernandez-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *Efsa Journal*, 19 (5): 75, e06607. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

European Chemicals Agency (Echa); Efsa, 2018. Guidance for the identification of endocrine disruptors in the context of Regulations (EU) No 528/2012 and (EC) No 1107/2009. *Efsa Journal*, 16 (6): 168. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5311

European Food Safety Authority, 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *Efsa Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

Fontaine, B.; Moussy, C.; Chiffard Carricaburu, J.; Dupuy, J.; Corolleur, E.; Schmaltz, L.; Lorrillière, R.; Loïs, G.; Gaudard, C., 2020. *Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 :30 ans de suivis participatifs.*: MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLifeFrance - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire, 46 p. https://cdnfiles1.biolovision.net/www.faune-france.org/userfiles/FauneFrance/FFAltasEnqutes/OiseauxCommunsbilan2021final.pdf.

Fried, G.; Andrade, C.; Villers, A.; Porcher, E.; Cylly, D.; Cluzeau, D.; Guillocheau, S.; Pillon, O.; Yamada, O.; Jullien, J., 2019. Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité. *Innovations Agronomiques*, 75: 87-98. http://dx;doi.org/10.15454/TMDO06

Garthwaite, D.; Sinclair, C.; Glass, R.; Pote, A.; Trevisan, M.; Sacchettini, G.; Spanoghe, P.; Doan Ngoc, K.; Fevery, D.; Machera, K.; Charistou, A.; Nikolopoulou, D.; Arapaki, N.; Tsakirakis, A.; Gerritsen-Ebben, R.; Spaan, S.; Egea González, F.; Stobiecki, S.; Śliwiński, W.; Stobiecki, T.; Hakaite, P., 2015. Collection of pesticide application data in view of performing Environmental Risk Assessments for pesticides. *EFSA Supporting Publications*, 12 (7): 846E. http://dx.doi.org/10.2903/sp.efsa.2015.EN-846

GIS Sol, 2011. *L'état des sols en France*: Groupement d'intérêt scientifique sur les sols, 188 p. https://www.gissol.fr/rapports/Rapport_HD.pdf

Gonzalez, J.-L.; Foan, L.; Togola, A.; Uher, E.; Guyomarch, J.; Munaron, D.; Tapie, N.; Budzinski, H., 2015. *Bilan des opérations "grande échelle" (utilisation des échantillonneurs passifs DGT, POCIS, SPMD, SBSE): substances DCE et pharmaceutiques* Rapport Ifremer/AQUAREF, (1312681101), 97.

Herth, A., 2011. *Le bio-contrôle pour la protection des cultures, 15 recommandations pour soutenir les technologies vertes. Rapport au Premier ministre*, 154 p. https://www.vie-publique.fr/sites/default/files/rapport/pdf/114000224.pdf

Inserm, 2021. *Pesticides et effets sur la santé : Nouvelles données*. Montrouge: EDP Sciences (Collection Expertise collective), 1009 p. https://www.inserm.fr/wp-content/uploads/2021-07/inserm-expertisecollective-pesticides2021-rapportcomplet-0.pdf

IPBES, 2016. *The assessment report on pollinators, pollination and food production: summary for policymakers*. Bonn, Germany: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 36 p. https://digitallibrary.un.org/record/1664349/files/spm_deliverable_3a_pollination_20170222.pdf

IPBES; Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.S.; Ngo, H.T.; Guèze, M.; Agard, J.; Arneth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S. H. M.; Chan, K.M.A.; Garibaldi, L.A.; Ichii, K.; Liu, J.; Subramanian, S.M.; Midgley, G.F.; Miloslavich, P.; Molnár, Z.; Obura, D.; Pfaff, A.; Polasky, S.; Purvis, A.; Razzaque, J.; Reyers, B.; Roy Chowdhury, R.; Shin, Y.J.; Visseren-Hamakers , I.J.; Willis, K.J.; Zayas, C.N., 2019. *Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques - résumé à l'intention des décideurs*. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 56 p. http://ipbes.net/system/files/2021-04/ipbes_8_3_nexus_assessment_fr.pdf.

Jacquet, F.; Delame, N.; Thoueille, A.; Reboud, X.; Huyghe, C., 2019a. *Alternatives au glyphosate en arboriculture. Evaluation économique des pratiques de désherbage*, 25 p. https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/ArboGlypho29%20decVF%20%28002%29.pdf

Jacquet, F.; Delame, N.; Vita, J.L.; Reboud, X.; Huyghe, C., 2019b. *Alternatives au glyphosate en viticulture. Evaluation économique des pratiques de désherbage*. Paris: INRA, 27 p. http://dx.doi.org/10.15454/1j9z-3m37

Laronde, S.; Petit, K., 2010. *Bilan national des efforts de surveillance de la qualité des cours d'eua. Rapport final*. Paris: Onema-Office international de l'eau, 330 p. https://www.oieau.fr/eaudoc/system/files/33543.pdf

More, S.; Mortensen, A.; Ricci, A.; Silano, V.; Knutsen, K.H.; Rychen, G.; Naegeli, H.; Turck, D.; Jeger, M.J.; Ockleford, C.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Noteborn, H.; Schlatter, J.R.; Solecki, R.; Efsa Scientific Committee, 2016. Recovery in environmental risk assessments at EFSA. *Efsa Journal*, 14 (2): 4313–4398. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4313

More, S.J.; Hardy, A.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bennekou, S.H.; Bragard, C.; Boesten, J.; Halldorsson, T.I.; Hernandez-Jerez, A.F.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; Koutsoumanis, K.P.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Nielsen, S.S.; Schrenk, D.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Benfenati, E.; Castle, L.; Cedergreen, N.; Laskowski, R.; Leblanc, J.C.; Kortenkamp, A.; Ragas, A.; Posthuma, L.; Svendsen, C.; Testai, E.; Dujardin, B.; Kass, G.E.N.; Manini, P.; Jeddi, M.Z.; Dorne, J.; Hogstrand, C.; Comm, E.S., 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *Efsa Journal*, 17 (3): 77. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634

Munaron, D.; Derolez, V.; Foucault, E.; Cimiterra, N.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Giraud, A., 2020. *OBSLAG - Volet Pesticides : Suivi 2017-2019 des lagunes méditerranéennes. Rapport Final* Rapport IFREMER ODE/UL/LER-LR/20.09, 78. https://archimer.ifremer.fr/doc/00656/76769/

Munaron, D.; Hubert, C.; Mortreux, S.; Messiaen, G.; Lagarde, F.; Derolez, V.; Tapie , N.; Budzinski, H.; Le Roux, G.; A1 - Giraud, A., 2017. *Mise en place d'un indicateur d'évaluation du risque lié à la présence de pesticides en milieu lagunaire méditerranéen* Rapport Ifremer RST-ODE/LER-LR/17-06, 99. https://archimer.ifremer.fr/doc/00379/49065/

Primack, R.B.; Miller-Rushing, A.J.; Corlett, R.T.; Devictor, V.; Johns, D.M.; Loyola, R.; Maas, B.; Pakeman, R.J.; Pejchar, L., 2018. Biodiversity gains? The debate on changes in local- vs global-scale species richness. *Biological Conservation*, 219: A1-A3. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.12.023

République française, 2006. Loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006 sur l'eau et les milieux aquatiques. *JORF n°0303 du 31 décembre 2006*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/jo/2006/12/31/0303

République française, 2020. Loi n°2020-1578 du 14 décembre 2020 relative aux conditions de mise sur le marché de certains produits phytopharmaceutiques en cas de danger sanitaire pour les betteraves sucrières. *JORF n°0302 du 15 décembre 2020*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000042665456/

SDES, 2020. *Eau et milieux aquatiques - Les chiffres clés - Édition 2020*. Paris: SDES;OFB, 128 p. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-02/datalab_80_chiffres_cles_eau_edition_2020_decembre2020v2.pdf

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, 2020. *Perspectives mondiales de la diversité biologique 5*. Montréal: ONU, 208 p. https://www.cbd.int/gbo/gbo5/publication/gbo-5-fr.pdf

Togola, A.; Lardy-Fontan, S.; Miège, C.; Tixier, C.; Lestremau, F., 2017. *Note de positionnement en appui au réseau de surveillance prospective*, (Rapport AQUAREF), 16 p. + annexes. https://professionnels.ofb.fr/sites/default/files/2019-08/note_de%20_synth%C3%A8se_position%20AQUAREF%20RSP-VF_annexes.pdf

UICN, 2005. *La France et la biodiversité : enjeux et responsabilités*. Paris: UICN, 8 p. https://uicn.fr/wp-content/uploads/2016/09/UICN_France_et_biodiversite-2.pdf

Chapitre 2

Modalités de mise en œuvre de l'expertise scientifique collective

Auteurs : **Anne-Laure Achard, Sophie Leenhardt, Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec** (coordinatrice)

Sommaire

1. Principes de l'ESCo 70

2. Collectif d'experts 70

2.1. Composition du collectif d'experts 70

2.2. Publications du collectif d'experts 72

2.3. Structuration des travaux 73

2.3.1. Groupe de travail pluridisciplinaire sur la réglementation 74

2.3.2. Groupes de travail sur l'écotoxicologie 74

2.3.3. Groupe de travail sur les services écosystémiques 75

2.3.4. Groupes de travail sur la circulation des substances, propagation des effets et modélisation 75

2.3.5. Groupe de travail sur la contamination 75

2.3.6. Stratégie concernant la prise en compte de certaines spécificités 76

2.3.7. Analyse des principales méthodes et innovations 76

3. Corpus bibliographique / sources mobilisées 76

3.1. Constitution du corpus bibliographique 77

3.2. Présentation du corpus cité dans le rapport 78

3.3. Cartographie des publications citées, référencées dans le Web of Science™ 80

Annexe 83

1. Principes de l'ESCo

L'ESCo a pour objet d'établir un état des lieux et une analyse critique des connaissances scientifiques publiées/validées au niveau mondial, sur des sujets aux dimensions multiples. La conduite du travail s'appuie sur les principes généraux de l'expertise scientifique que sont la compétence, l'impartialité, la pluralité et la transparence. Les bases communes qui caractérisent de manière plus spécifique les ESCo et Etudes conduites à INRAE sont formalisées dans un document guide[1]. Par ailleurs, l'approche de ces principes déclinée pour traiter la question des impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques, objet de la présente expertise, a été publiée (Pesce *et al*., 2021)[2].

Le travail d'analyse de la littérature est réalisé par un collège pluridisciplinaire d'experts scientifiques appartenant à des organismes publics de recherche ou d'enseignement supérieur. Cette pluralité vise à ce que la diversité des connaissances et des arguments scientifiques soit bien prise en compte. L'expertise ne conclut pas sur des recommandations, mais les experts s'attachent à éclairer la décision publique en dégageant les acquis scientifiques et en pointant les controverses, les incertitudes et les lacunes dans les savoirs.

Outre le diagnostic de la contamination de l'environnement (incluant le biote) par les PPP et de ses effets, une analyse des méthodes scientifiques mobilisées, de leur diversité et de leurs domaines de validité, et de la dynamique d'innovation dans ce domaine, est également établie. En mettant à jour l'étendue des connaissances acquises, les domaines d'incertitudes et de controverses, ainsi que les questions face auxquelles les connaissances restent insuffisantes, ces travaux ont vocation à nourrir les réflexions des différentes catégories d'acteurs sur la prise en compte des impacts des PPP sur la biodiversité, dans une perspective d'action publique. Ils contribuent ainsi à la mission d'appui aux politiques publiques remplie par les instituts de recherche.

2. Collectif d'experts

2.1. Composition du collectif d'experts

Les experts sont sélectionnés sur la base de leurs publications dans des revues scientifiques à comité de lecture, en veillant à ce que les liens d'intérêt (ex. financements, affinités intellectuelles, liens de collaboration), inévitables dans la recherche finalisée, s'équilibrent au sein du collectif, et en excluant les cas de conflits d'intérêt (liens d'intérêts financiers ou institutionnels compromettant l'indépendance de l'expert).

L'identification des experts a été réalisée à partir d'une première interrogation de la base de données bibliographiques *Web of Science*™ (WoS) visant à couvrir la diversité des milieux potentiellement impactés par les PPP, ainsi que les thématiques spécifiques à cette ESCo tels que les services écosystémiques, les JEVI, les outre-mer et le biocontrôle. La constitution du collectif a résulté d'un processus itératif entre ce repérage et la recherche de compétences complémentaires lorsqu'il s'est avéré qu'un domaine était insuffisamment couvert ou que l'un des experts sollicités déclinait la proposition de participer à ce travail.

La coordination scientifique de l'ESCo a été assurée par trois pilotes scientifiques : Laure Mamy - INRAE, Stéphane Pesce - INRAE, et Wilfried Sanchez – Ifremer. Au total, 46 chercheurs ont été mobilisés (incluant les pilotes) pour composer le comité d'experts scientifiques.

Les experts sont issus de 19 organismes de recherche/universités (Figure 2-1). Les deux instituts partenaires de la mise en œuvre de l'ESCo (INRAE, Ifremer) totalisent 55% des experts mobilisés. Un apport important est assuré

[1] Catherine Donnars, C., Tibi, A., Caillaud, M.A., Dashkina, R., Girard, A., Leenhardt, S., Lelievre, V., Le Perchec, S., Paresys, L., Richard, G., 2021., Principes de conduite des expertises scientifiques collectives et des études en éclairage des politiques et du débat publics (version 2 – Novembre 2021). INRAE DEPE, 63 p. http://dx.doi.org/10.15454/tkna-4w25

[2] Pesce, S., Mamy, L., Achard, A.L., Le Gall, M., Le Perchec, S., Réchauchère, O., Tibi, A., Leenhardt, S., Sanchez, W., 2021. Collective scientific assessment as a relevant tool to inform public debate and policymaking: an illustration about the effects of plant protection products on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Science and Pollution Research.* 28:38448–38454. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14863-w

par les universités et l'enseignement supérieur, ainsi que par d'autres EPST et EPIC. Enfin, un expert est rattaché à l'Université de Girone et à l'Institut catalan de recherche sur l'eau (ICRA) en Espagne.

Deux contributeurs ponctuels ont été sollicités en soutien sur des thématiques spécifiques : Jean-Paul Douzals, INRAE, sur les équipements de pulvérisation, et Nicolas Ris, INRAE, sur les macroorganismes de biocontrôle. Les contributeurs ponctuels interviennent sous la responsabilité de l'expert qui les sollicite. Ils ne sont donc pas membres en tant que tels du comité d'experts scientifiques de l'ESCo.

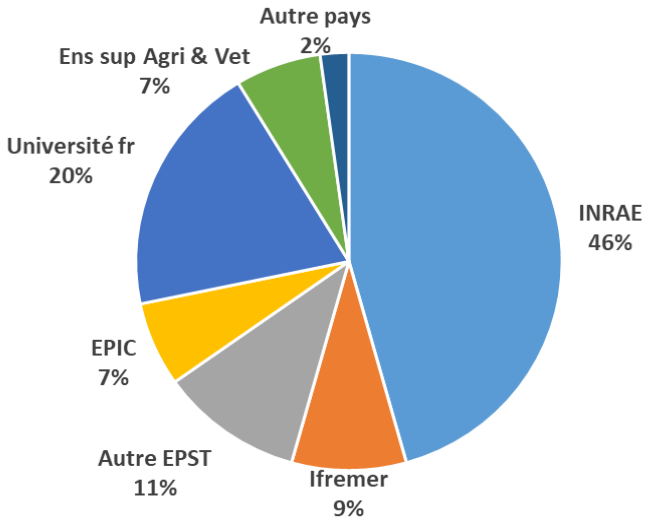


Figure 2-1. Organismes employeurs des experts au moment de l'ESCo

Une partie des experts possédait déjà une expérience d'activités d'expertise relevant de l'évaluation des risques environnementaux (en lien ou pas avec les PPP), notamment au sein de l'Anses et du HCB (Haut conseil des biotechnologies) au niveau national, de l'EFSA et de l'ECHA au niveau européen, de l'OCDE ou de l'IPBES au niveau international. Ce sont ainsi globalement 14 experts du collectif qui ont déjà été mobilisés par au moins une de ces instances, soit 10 par l'Anses, 4 par l'EFSA ou l'ECHA, 2 par le HCB, 1 par l'OCDE et 2 par l'IPBES. Plusieurs ont en outre été mobilisés pour participer à l'élaboration de plans d'action en lien avec les PPP, notamment les Plans Ecophyto, les Plans d'action chlordécone, et la Stratégie nationale sur les perturbateurs endocriniens. Les activités d'expertise se sont également développées à une échelle plus régionale ou territoriale (Protection de la nature et du paysage, Patrimoine naturel, parcs naturels, etc.).

Chaque expert a renseigné une déclaration des liens d'intérêt relatifs aux fonds privés perçus pour leurs activités de recherche, et aux activités bénévoles. La plupart des projets de recherche des experts de l'ESCo sont réalisés sur financements publics. Pour autant, au cours des cinq dernières années, 20 d'entre eux ont participé à des projets cofinancés par des partenaires privés, ou dirigé des activités menées sur fonds privés. La Figure 2-2 montre la répartition de ces 29 partenaires suivant une classification distinguant les rattachements suivants :

- Environnement : activité relative à la surveillance environnementale ou association / fondation de défense de l'environnement ;
- Agriculture et alimentation : instituts techniques, organisations ou entreprises agricoles ou agro-alimentaires ;
- PPP : organisation ou industrie du secteur phytopharmaceutique ;
- Autres : fondations généralistes, industrie du secteur cosmétique.

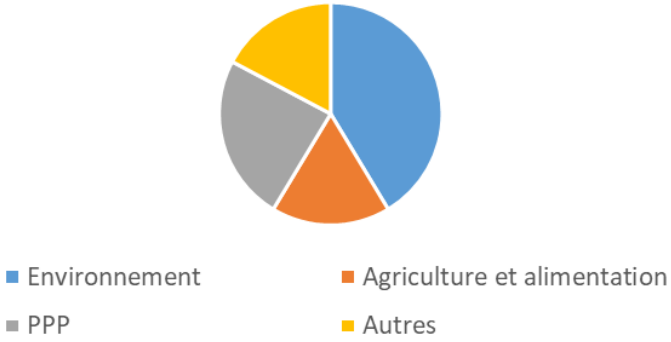
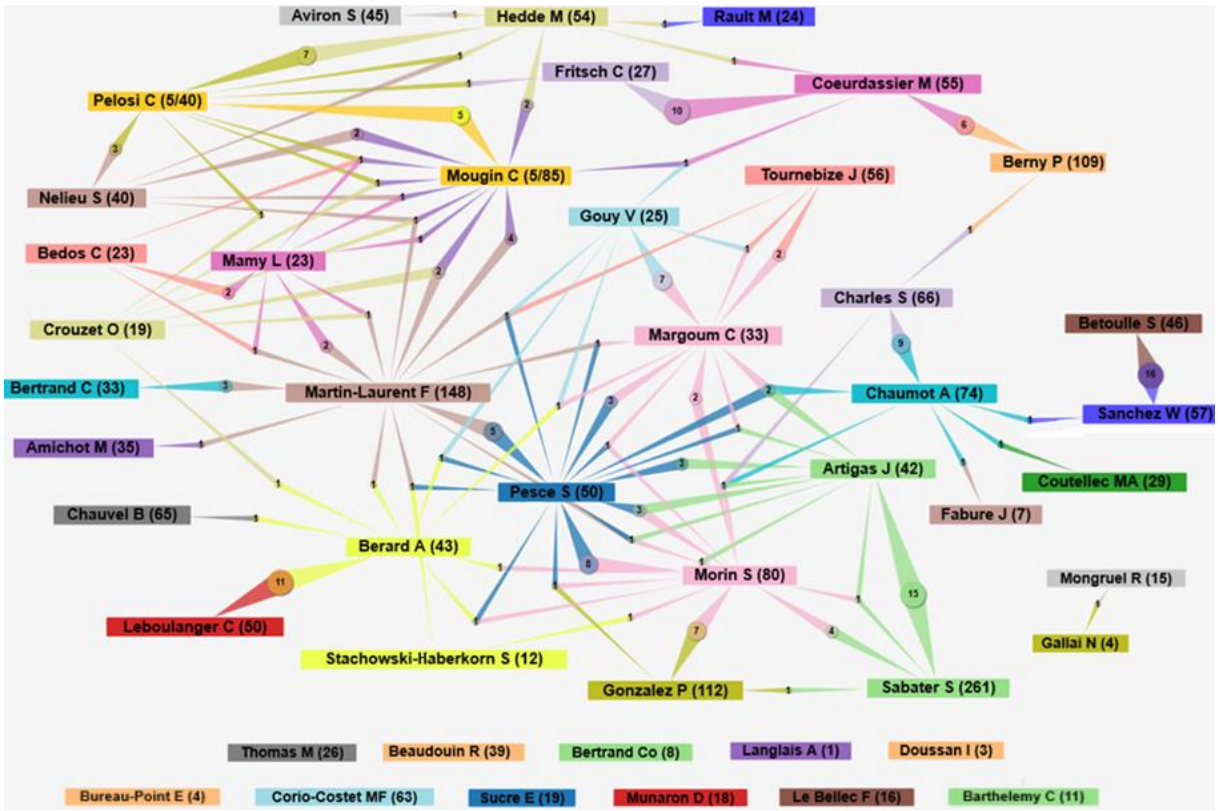


Figure 2-2. Liens d'intérêt déclarés par les experts (en % des 29 cofinanceurs privés déclarés par les 20 experts concernés)

2.2. Publications du collectif d'experts

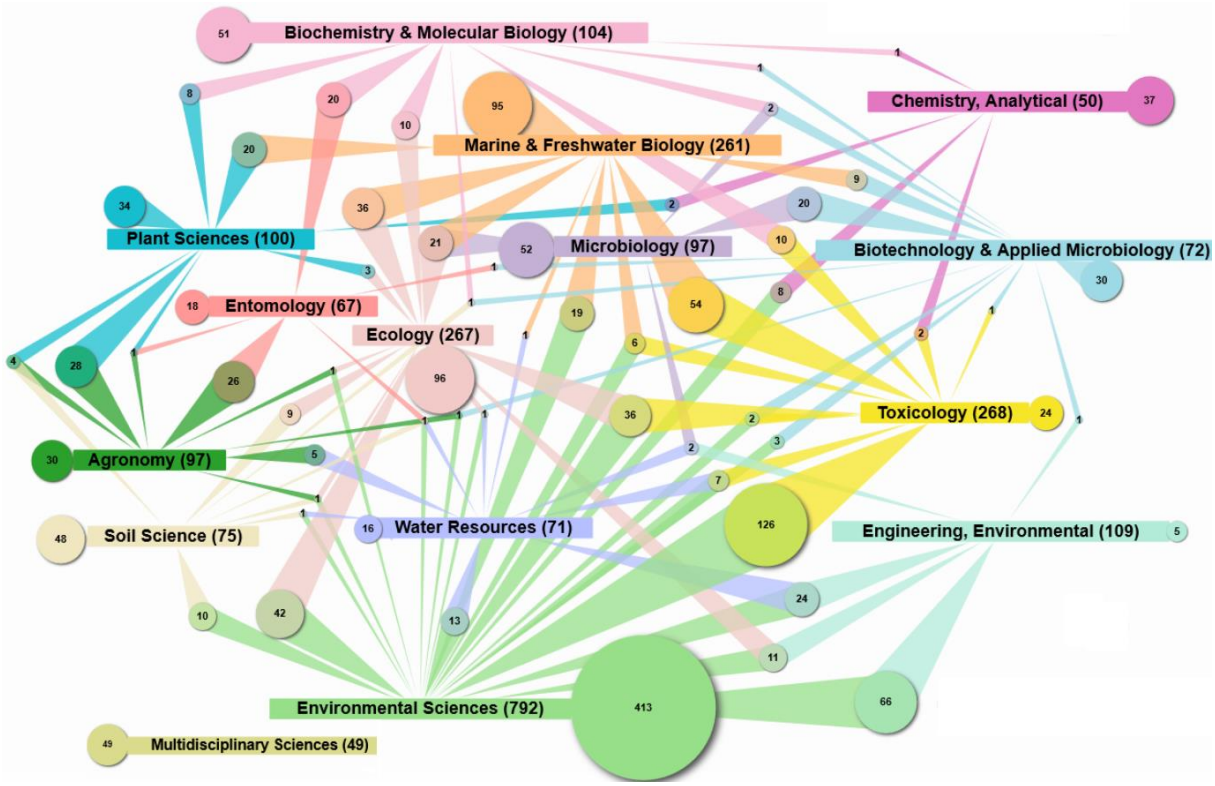
Au démarrage de l'ESCo en 2020, les 46 experts (dont les trois pilotes) étaient auteurs de 1 875 publications référencées dans la base de données bibliographiques WoS™, dans des domaines de recherche variés et couvrant la période 1987-2019. Il nous a semblé important d'analyser cette production et d'identifier les liens scientifiques existant entre ces experts. On dénombre 179 co-publications (soit 9,5% du corpus), intégrant au maximum 4 experts, 12 experts n'ayant aucune co-publication avec un autre scientifique du collectif. Ce réseau de collaboration entre les 46 experts est représenté sur la Figure 2-3.



Copyright Intellixir

Figure 2-3. Réseau de collaboration entre les 46 experts (entre parenthèses, nombre total de publications de chaque auteur et, dans les bulles, nombre de co-publications entre ces auteurs)

En se référant aux catégories du WoS, il ressort que la majorité des experts a publié dans les domaines des sciences de l'environnement et de l'écotoxicologie, comme le montre la Figure 2-4 établie à partir des catégories suivant lesquelles le WoS classe les revues de publication (chaque revue peut être classée dans 1 à 7 catégories différentes). La biologie des organismes, la chimie et l'agronomie sont également représentées. Les publications dans les domaines des sciences humaines et sociales sont moins couramment référencées dans le WoS, elles sont donc sous-représentées dans cette figure. Or ces disciplines sont mobilisées dans l'ESCo avec deux experts économistes, deux expertes en droit, une sociologue et une anthropologue.



Copyright Intellixir

Figure 2-4. Représentation en clusters des 15 principales catégories WoS parmi les 1 875 publications des experts au démarrage de l'ESCo

Exemple de lecture :
792 publications sont classées en "Environmental Sciences", parmi lesquelles :
- 413 uniquement dans cette catégorie,
- 66 sont aussi classées en "Engineering, Environmental",
- 11 sont aussi classées en "Engineering, Environmental" et en "Ecology".

2.3. Structuration des travaux

Le collectif d'experts est structuré de manière à valoriser les compétences disciplinaires, tout en évitant le cloisonnement de la problématique.

L'ensemble des experts a ainsi été réparti dans 13 groupes de travail (Figure 2-5) : un groupe est centré sur l'état des lieux chimique de la contamination ; six groupes sont dédiés à l'analyse des effets suivant le type d'organismes (producteurs primaires, microorganismes, invertébrés, vertébrés) et le type de milieu (terrestre, aquatique) ; deux groupes analysent les circulations entre milieux et entre organismes (transferts physico-chimiques et transferts trophiques) ; trois groupes abordent des questions transversales (respectivement modélisation, réglementation et services écosystémiques) ; un groupe aborde les spécificités du biocontrôle.

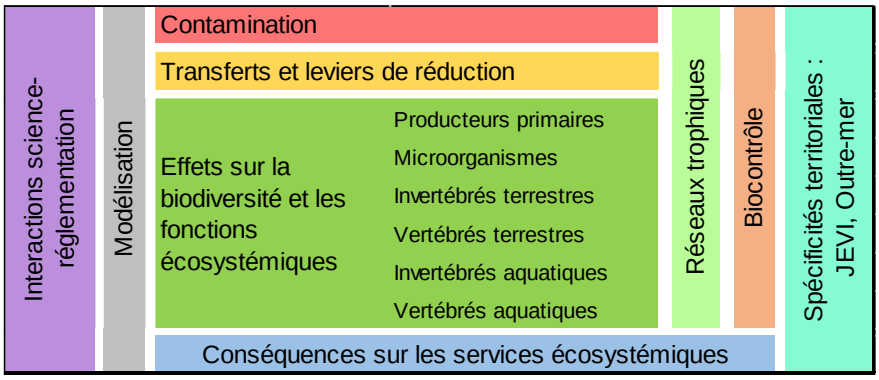


Figure 2-5. Découpage thématique de la conduite de l'ESCo

En appui de l'analyse des publications scientifiques par les experts, deux chargées de mission ont été recrutées pour aborder des questions identifiées comme relevant principalement d'autres types de sources documentaires. Dans le domaine des JEVI, il s'est avéré nécessaire de prospecter à partir des acteurs de la gestion de ces espaces pour identifier le type de connaissances produites. Les JEVI ne sont en effet que rarement abordés comme objet scientifique. Dans le domaine réglementaire, l'analyse du lien entre les travaux académiques portant sur la modélisation et l'utilisation des modèles dans les processus règlementaires d'évaluation a nécessité d'examiner des dossiers de demande d'approbation déposés auprès de l'EFSA et rendus publics par cette dernière.

Le questionnement de la saisine a été décliné pour chacun de ces groupes et a servi de base à la recherche bibliographique. Chaque groupe a constitué son propre corpus, en lien avec une documentaliste et un pilote scientifique référents.

2.3.1. Groupe de travail pluridisciplinaire sur la réglementation

La question posée de l'impact des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques est reliée aux modalités d'évaluation de ces impacts dans le cadre réglementaire des autorisations de mise sur le marché des PPP et de la surveillance de leurs impacts. Cette activité d'évaluation scientifique dans un processus réglementaire comporte des contraintes spécifiques, comme celles consistant à aborder les impacts à partir d'une seule substance et sur la base de tests expérimentaux normés, qui ont des conséquences sur le type de connaissances produites. En outre, les notions qui décrivent la biodiversité dans ses dimensions structurelles et fonctionnelles et dans ses interactions avec les activités anthropiques, le degré d'acceptabilité d'un impact sur l'environnement, le recours au concept de service écosystémique, sont des éléments sous-jacents eux-mêmes sujets à controverses. Il s'est ainsi avéré nécessaire d'éclairer globalement l'exercice de l'ESCo par une synthèse des travaux de sciences humaines et sociales ayant analysé les dynamiques en jeu dans l'établissement des modalités réglementaires d'évaluation des risques des PPP. A cette fin, un groupe de travail pluridisciplinaire a été spécifiquement constitué, associant des experts en droit, sociologie, anthropologie, et des écotoxicologues impliqués dans les activités d'évaluation des dossiers d'approbation des substances et de mise sur le marché des PPP.

2.3.2. Groupes de travail sur l'écotoxicologie

L'impact des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques peut être abordé sous différents angles : à partir des types d'impacts, à partir des PPP, ou à partir des éléments de la biodiversité et des services écosystémiques. C'est cette dernière clé d'entrée qui a été priorisée, de manière à aborder les différents types d'impacts et les PPP dans la globalité de leurs usages et de leurs interactions.

La constitution de 5 groupes de travail dédiés a ainsi permis de répartir l'analyse écotoxicologique et écologique en distinguant les producteurs primaires, les microorganismes, les invertébrés terrestres, les invertébrés aquatiques (d'eau douce et marins), les vertébrés terrestres, les vertébrés aquatiques (d'eau douce et marins).

A partir de la littérature sélectionnée concernant les effets observés des PPP, chaque groupe devait mettre en évidence les substances, types d'impacts et facteurs aggravants les plus documentés.

2.3.3. Groupe de travail sur les services écosystémiques

La bibliographie exploratoire a montré que les services écosystémiques étaient généralement abordés dans des articles spécifiques, indépendamment des travaux publiés concernant les effets des PPP sur la biodiversité. Il a donc été décidé de confier l'analyse des références relatives aux services écosystémiques à un panel d'experts en mesure d'en analyser les dimensions biophysiques, économiques, monétaires et non monétaires, si possible en lien avec les effets mis en évidence par les approches écotoxicologiques et écologiques.

Pour faciliter ce lien, un cadre conceptuel visant à harmoniser le vocabulaire employé sur les fonctions écologiques et à relier ces fonctions aux services écosystémiques a été établi. Il est décrit dans le Chapitre 3 portant sur le cadrage scientifique de l'ESCo.

2.3.4. Groupes de travail sur la circulation des substances, propagation des effets et modélisation

Les effets sur la biodiversité étant abordés par les groupes d'écotoxicologues par types d'organismes et, parfois, par compartiments de l'environnement, l'examen des dimensions transversales qui traversent ce découpage a été confié à trois groupes, un sur un plan essentiellement physico-chimique avec les dynamiques de transfert et de transformation des substances, un sur un plan des liens trophiques, pour analyser la propagation des contaminants et des effets entre espèces et entre milieux, et enfin un sur la modélisation des effets.

- Dynamique des substances et leviers limitant les transferts

De manière générique, les processus connus de transfert et de transformation des substances conduisant, tout au long du continuum terre-mer, à l'exposition des organismes, sont présentés dans le chapitre de cadrage scientifique (Chapitre 3).

Le groupe de travail examinant les pratiques et aménagements susceptibles de réduire cette exposition a pour objet l'analyse des publications permettant de documenter les facteurs qui ont une incidence sur la trajectoire dans l'environnement des substances et de leurs produits de transformation.

- Réseaux trophiques et propagation des effets

Les PPP produisent des effets sur les organismes qui y sont exposés mais ils produisent également des effets sur d'autres espèces qui peuvent être contaminées par voie trophique (par consommation d'un organisme contaminé), ou impactées du fait des interactions trophiques au sein de l'écosystème. La dynamique de ces effets peut dépasser le périmètre de chacun des groupes s'intéressant aux effets écotoxicologiques des PPP sur un groupe d'organisme ciblé. Ils font ainsi l'objet d'un groupe spécifique examinant la propagation des PPP et de leurs effets dans les réseaux trophiques.

- Modélisation

La modélisation des effets peut être appliquée à différents types d'organismes, et différents niveaux d'organisation. Elle dépasse donc également le découpage des groupes de travail traitant des effets écotoxicologiques spécifiques à certains groupes taxonomiques. Un groupe de travail a ainsi été spécifiquement dédié à l'analyse de la portée des travaux existants sur la modélisation des effets des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques.

2.3.5. Groupe de travail sur la contamination

L'évaluation de la contamination de l'environnement par les PPP fait l'objet de dispositifs de suivi qui rendent compte de la présence de certaines substances dans différents milieux. Le degré d'imprégnation des milieux reste toutefois difficile à caractériser du fait de la variabilité des types de substances et des quantités utilisées, comme

de la variabilité des environnements récepteurs. Cette variabilité rend la démarche d'échantillonnage difficilement représentative de la réalité de la contamination suivant les échelles d'espace et de temps considérées. Les suivis ne portent en outre que sur un sous-ensemble de substances sélectionnées pour l'importance des volumes utilisés ou leur degré de toxicité, ce sous-ensemble étant variable au fil du temps et suivant les localisations. Ils sont aussi très limités en ce qui concerne les produits de transformation des substances, pour la plupart méconnus. La problématique de la contamination environnementale par les PPP, et de sa dynamique, fait donc l'objet d'un groupe d'experts rassemblant les compétences sur la chimie des différents milieux.

2.3.6. Stratégie concernant la prise en compte de certaines spécificités

Enfin, la prise en compte des spécificités de certains types de territoires ou de PPP est soulignée dans la saisine. En effet, le cadre réglementaire des PPP, les caractéristiques des substances et leurs types d'usages, l'évolution des quantités utilisées et les effets qui en découlent, peuvent présenter de fortes particularités s'agissant des produits qualifiés de biocontrôle, des usages dans les JEVI, et de la situation dans les Outre-Mer.

Un groupe d'experts a ainsi été constitué pour rassembler les connaissances disponibles sur les traitements de biocontrôle qui peuvent être non seulement à base de substances naturelles, mais aussi de micro ou macroorganismes et de médiateurs chimiques de type phéromone ou kairomone.

S'agissant des JEVI, une réglementation spécifique a été instaurée, qui limite plus strictement le type de substances pouvant être utilisées dans certains espaces. Cette spécificité joue sur la dynamique d'exposition qui en résulte, qu'il est de ce fait intéressant de relier aux effets observés. Le travail concernant les JEVI est principalement réalisé sur la base de la littérature grise recueillie auprès des gestionnaires de ces espaces en raison d'un déficit de travaux à ce sujet dans les revues scientifiques internationales.

En ce qui concerne les outre-mer, l'hétérogénéité des cadres réglementaires, des types d'usages et des climats, n'est pas propice à la mise en œuvre d'une investigation englobant l'ensemble de ces territoires. La recherche bibliographique sur les travaux relatifs aux Outre-mer est donc intégrée au sein de chaque groupe et, *in fine*, un focus sur cette thématique rassemble transversalement les enseignements tirés.

De la même façon, des focus permettent également de rassembler les enseignements tirés sur les substances ou effets qui correspondent à des objectifs ou cadres politiques particuliers : glyphosate, chlordécone, SDHI, néonicotinoïdes, perturbateurs endocriniens, pollinisateurs.

2.3.7. Analyse des principales méthodes et innovations

Chacun des groupes rend compte également de l'évolution des outils scientifiques mobilisés dans les travaux de recherche, que ce soit sur un plan conceptuel, méthodologique ou technique. De cette façon, la portée et les limites des bases scientifiques des connaissances produites sont mises en évidence, ainsi que les innovations les plus récentes et perspectives d'évolution.

3. Corpus bibliographique / sources mobilisées

Dans le rapport figure l'ensemble de la bibliographie mobilisée, soit 4 460 références. La constitution de ce corpus ne vise pas à l'exhaustivité mais à la pertinence des références par rapport au sujet. Trois documentalistes (Anne-Laure Achard, Sophie Le Perchec – INRAE et Morgane Le Gall – Ifremer) ont été impliquées dans cette ESCo, en collaboration avec les experts, pour établir une liste des mots-clés pertinents, les combiner en requêtes pour interroger les bases de données, fournir le corpus bibliographique et accompagner le processus bibliographique. Les experts ont orienté et réajusté les requêtes, trié, filtré, lu et sélectionné les références les plus pertinentes du corpus fourni, et ajouté des références complémentaires.

3.1. Constitution du corpus bibliographique

Le périmètre géographique concernant l'état des lieux de la contamination porte uniquement sur la France métropolitaine et d'outre-mer. Concernant les effets sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques, l'ensemble des connaissances issues de travaux internationaux portant sur des situations (type de climat, de PPP, d'organismes, etc.) transposables au contexte français a été pris en compte.

Le corpus bibliographique de l'ESCo a été constitué à partir de l'interrogation des bases de données bibliographiques WoS et Scopus, et des plateformes éditoriales Cairn, Springer et Sage pour le domaine des sciences humaines et sociales.

Les principales requêtes, fournies en Annexe, ont notamment permis de préciser la nature des PPP, du biocontrôle, la contamination, les compartiments environnementaux, les taxons, les zones géographiques (outre-mer...), la période temporelle couverte, les espaces spécifiques tels les JEVI.... Cet exercice s'est avéré particulièrement complexe en raison de la couverture thématique extrêmement large de cette ESCo (continuum terre-mer, diversité des espèces, etc.). Des corpus bibliographiques ont été constitués pour chacun des 13 groupes de travail à partir d'un travail de co-construction entre les experts de chaque groupe et la documentaliste référente. Après de nombreux ajustements des mots-clés et des requêtes, les experts ont procédé à une première sélection d'articles sur la base des titres, mots-clés, résumés, puis une seconde sélection à partir d'une lecture approfondie du texte intégral des documents. A ce stade, un certain nombre de références ont été exclues du corpus final, en raison de multiples critères (couverture géographique ou contexte hors périmètre, approche peu innovante ou redondante avec d'autres publications déjà sélectionnées, etc.).

La recherche bibliographique a couvert la période 2000-2020, afin de rechercher avant tout une actualisation des connaissances établies depuis l'ESCo de 2005 portant sur *Pesticides, agriculture et environnement*. Elle a été complétée au besoin par des articles antérieurs à cette période avec des références fondamentales pour la compréhension des connaissances actuelles, ou lorsque la thématique traitée n'était pas suffisamment couverte par les publications des vingt dernières années. Elle a également été actualisée au cours de l'expertise (année 2021 et début 2022), sur la base de la compétence des experts et de la veille bibliographique assurée sur le WoS par les documentalistes. Des compléments ont été apportés hors du domaine académique, avec notamment la prise en compte de rapports produits par les institutions exploitant des sources de données relatives au suivi des ventes de PPP ou à la surveillance environnementale. Ont également été intégrés au corpus de travail des documents législatifs, des ouvrages et chapitres d'ouvrages, des rapports, des travaux universitaires, et des articles non référencés dans le WoS ou non captés par les requêtes bibliographiques (Figure 2-6).

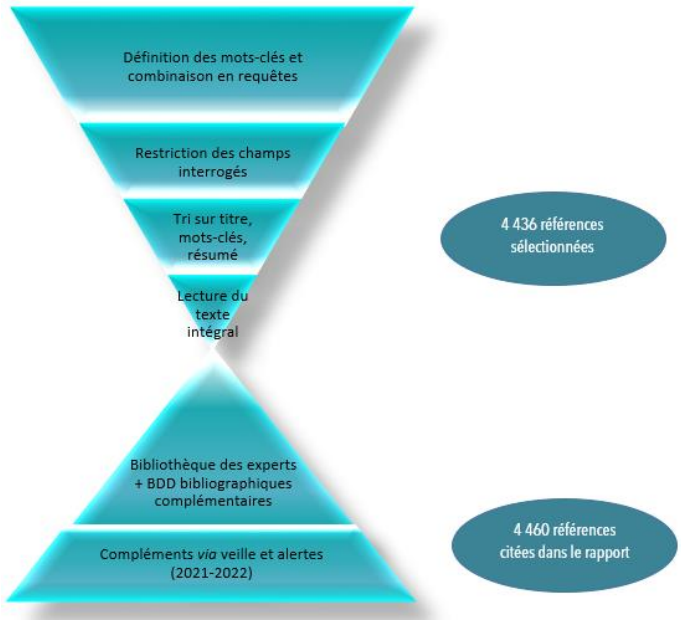


Figure 2-6. Récapitulatif du processus bibliographique de l'ESCo par le binôme « experts-documentalistes »

3.2. Présentation du corpus cité dans le rapport

Le corpus cité dans le rapport comprend au total 4 460 références dont 87% d'articles scientifiques publiés dans des revues à comité de lecture. La typologie des documents est présentée dans le Tableau 2-1.

Tableau 2-1. Typologie des documents du corpus bibliographique de 4 460 références

Type de document	Nb de références	% du corpus bibliographique
Article de revue à comité de lecture	3 871	87%
Rapport	257	6%
Ouvrage ou chapitre d'ouvrage	195	4%
Texte réglementaire, norme	73	2%
Actes de conférence, communication	42	1%
Thèse	17	< 1%
Programme informatique	4	<1%

Les requêtes bibliographiques du corpus initial ont couvert la période 2000-2020. La majorité des références, soit 88% du corpus, ont été publiées sur cette période. Le nombre de références antérieures à 2000 est de 170, celui des références postérieures à 2020 est de 339.

Deux mille quarante-trois références sont issues du corpus initial fourni aux experts (46% du corpus cité), auquel ils ont ajouté 2 417 références (54% du corpus cité). La typologie des références ajoutées est présentée dans le Tableau 2-2.

Tableau 2-2. Typologie des documents pour les 2 417 références ajoutées par les experts

Type de document	Nb de références	% du corpus bibliographique
Article de revue à comité de lecture	1 845	76%
Rapport	258	11%
Ouvrage ou chapitre d'ouvrage	184	8%
Texte réglementaire, norme	73	3%
Actes de conférence, communication	36	1%
Thèse	17	< 1%
Programme informatique	4	< 1%

Parmi les 1 845 articles ajoutés, 109 sont antérieurs à 2000, 1 479 couvrent la période 2000-2020 et 257 sont postérieurs à 2020. Au sein des articles ajoutés publiés entre 2000 et 2020, 1 326 sont référencés dans le WoS mais n'avaient pas été récupérés lors de la constitution du corpus initial. Les autres articles ajoutés proviennent de revues non indexées dans le WoS, majoritairement des revues françaises. Des articles postérieurs à 2020 ont été récupérés par la veille bibliographique.

Les rapports cités proviennent principalement d'institutions scientifiques françaises (Anses, Ifremer, Institut national de l'environnement industriel et des risques - INERIS…) ou de la Commission européenne. Les sources juridiques sont relativement importantes en lien avec la législation française et européenne appliquée aux PPP et les normes.

Les experts ayant été identifiés sur la base de leurs compétences et de leur production scientifique concernant les questions scientifiques couvertes par cette ESCo, il est normal qu'ils soient co-auteurs de certains articles retenus dans le corpus : 8% du corpus cité a un moins un co-auteur expert.

Le Tableau 2-3 montre la répartition du corpus bibliographiques entre chapitres thématiques (ceux dont la rédaction découle directement de l'analyse de la bibliographie) en indiquant les types de documents et, pour les références indexées dans le WoS, les 3 journaux les plus cités et les 3 principales catégories WoS dans lesquelles ils sont classés. Il est à noter que certaines références ont été citées dans plusieurs chapitres.

Tableau 2-3. Répartition du corpus bibliographique entre chapitres thématiques (entre parenthèses le nombre de références indexées dans le WoS)

Chapitre du rapport	Nombre de références citées	Type de document	Références indexées dans le Web of Science™ (WoS)	
			3 journaux les plus cités	Catégories WoS (3 principales)
Chapitre 3. Cadrage scientifique et référentiels communs	198 (162)	Article (163) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (25) Rapport (8) Texte réglementaire, norme (1) Actes de conférence, communication (1)	*Science of the Total Environment* (9) *Chemosphere* (8) *Integrated Environmental Assessment and Management* (7)	Environmental Sciences (70) Ecology (35) Toxicology (19)
Chapitre 4. Contamination de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques	573 (436)	Article (454) Rapport (94) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (13) Actes de conférence, communication (5) Texte réglementaire, norme (4) Thèse (3)	*Science of the Total Environment* (73) *Environmental Science and Pollution Research* (42) *Environmental Pollution* (32)	Environmental Sciences (309) Chemistry Analytical (53) Engineering Environmental (34)
Chapitre 5. Pratiques et aménagements pour limiter les transferts de produits phytopharmaceutiques	491 (384)	Article (409) Rapport (41) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (20) Actes de conférence, communication (16) Thèse (4) Texte réglementaire, norme (1)	*Science of the Total Environment* (36) *Environmental Science andTechnology* (19) *Pest Management Science* (19)	Environmental Sciences (196) Agronomy (68) Engineering Environmental (50)
Chapitre 6. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les producteurs primaires	378 (351)	Article (357) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (12) Rapport (6) Actes de conférence, communication (1) Texte réglementaire, norme (1) Thèse (1)	*Marine Pollution Bulletin* (17) *Environmental Toxicology and Chemistry* (16) *Science of the Total Environment* (16)	Environmental Sciences (178) Marine Freshwater Biology (73) Toxicology (66)
Chapitre 7. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les microorganismes hétérotrophes des écosystèmes terrestres, aquatiques continentaux, et marins	165 (165)	Article (165)	*Science of the Total Environment* (18) *Chemosphere* (9) *Ecotoxicology and Environmental Safety* (9)	Environmental Sciences (100) Toxicology (28) Soil Science (23)
Chapitre 8. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes terrestres	446 (433)	Article (435) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (8) Standard (2) Rapport (1)	*Agriculture Ecosystems Environment* (40) *Journal of Applied Ecology* (24) *Ecotoxicology* (15)	Environmental Sciences (146) Ecology (126) Entomology (105)
Chapitre 9. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes terrestres	452 (406)	Article (421) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (16) Rapport (6) Actes de conférence, communication (5) Texte réglementaire, norme (1)	*Environmental Toxicology and Chemistry* (31) *Science of the Total Environment* (30) *Journal of Applied Ecology* (23)	Environmental Sciences (229) Ecology (126) Toxicology (91)
Chapitre 10. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes aquatiques	271 (256)	Article (257) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (10) Actes de conférence, communication (2) Rapport (1) Standard (1)	*Science of the Total Environment* (35) *Environmental Toxicology and Chemistry* (30) *Ecotoxicology* (25)	Environmental Sciences (167) Toxicology (87) Ecology (54)
Chapitre 11. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes aquatiques	209 (178)	Article (182) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (21) Rapport (6)	*Science of the Total Environment* (15) *Environmental Pollution* (12) *Chemosphere* (10)	Environmental Sciences (92) Toxicology (50) Marine Freshwater Biology (27)
Chapitre 12. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les réseaux trophiques	184 (174)	Article (176) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (3) Actes de conférence, communication (2) Texte réglementaire, norme (1) Rapport (1) Thèse (1)	*Science of the Total Environment* (24) *Environmental Toxicology and Chemistry* (17) *Journal of Applied Ecology* (10)	Environmental Sciences (101) Ecology (47) Toxicology (36)
Chapitre 13. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques	187 (138)	Article (147) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (25) Rapport (12) Texte réglementaire, norme (2) Thèse (1)	*Ecologicals Economics* (13) *Journal of Applied Ecology* (7) *Agriculture Ecosystems Environment* (5)	Environmental Sciences (57) Ecology (50) Environmental Studies (25)

Chapitre 14. Modélisation des effets des produits phytopharmaceutiques	436 (386)	Article (398) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (15) Rapport (11) Texte réglementaire, norme (6) Programme informatique (4) Actes de conférence, communication (2)	*Environmental Toxicology and Chemistry* (63) *Integrated Environmental Assessment and Management* (29) *Science of the Total Environment* (29)	Environmental Sciences (269) Toxicology (170) Ecology (48)
Chapitre 15. Encadrement réglementaire de l'évaluation des risques et des impacts des produits phytopharmaceutiques	145 (68)	Article (110) Texte réglementaire, norme (13) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (10) Rapport (9) Thèse (2) Actes de conférence, communication (1)	*EFSA Journal* (9) *Integrated Environmental Assessment and Management* (8) *European Journal of Risk Regulation* (4)	Environmental Sciences (23) Toxicology (10) Food Science Technology (9)
Chapitre 16. Spécificités du biocontrôle	482 (419)	Article (440) Texte réglementaire, norme (18) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (12) Rapport (6) Actes de conférence, communication (6)	*Biological Control* (47) *Biocontrol* (17) *Frontiers in Microbiology* (16)	Entomology (168) Biotechnology Applied Microbiology (81) Agronomy (52)
Chapitre 17. Spécificités dans les territoires ultra-marins	23 (15)	Article (17) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (2) Rapport (2) Actes de conférence, communication (1) Texte réglementaire, norme (1)	*Environmental Science and Pollution Research* (5) *Aquatic Living Resources* (1) *Biological Conservation* (1)	Environmental Sciences (12) Ecology (3) Marine Freshwater Biology (3)
Chapitre 18. Spécificités relatives aux jardins, espaces végétalisés et infrastructures	84 (20)	Rapport (36) Article (28) Legal Rule/ Regulation (10) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (5) Thèse (3) Actes de conférence, communication (2)		
Annexe. La méthode PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*)	52 (50)	Article (51) Ouvrage ou chapitre d'ouvrage (1)		

3.3. Cartographie des publications citées, référencées dans le Web of Science™

Parmi les 4 460 références du corpus cité dans le rapport, 3 699, soit 83%, sont indexées dans le WoS. Trois mille cent-vingt-trois références sont des articles et 508 (14%) des « review article » (revues de littérature ou méta-analyses). Cette bibliographie recouvre une grande diversité de domaines de recherche, comme l'indiquent par exemple les 15 premiers domaines de recherche (catégories WoS) dans lesquels sont classées les 3 699 références indexées dans le WoS (Figure 2-7).

Figure 2-7. Quinze principales « catégories WoS » dans lesquelles sont classées les 3 699 références citées qui sont indexées dans le WoS (sur 4 460 références totales citées). Certaines références sont associées à plusieurs « catégories WoS ».

Les 3 699 références indexées dans le WoS ont été publiées dans 727 journaux scientifiques différents. Parmi ces 3 699 références, 1 557 références, soit 42% du corpus cité, ont été publiées dans les 15 principaux journaux présentés dans la Figure 2-8. La majorité d'entre elles (2 029 / 3 699) sont issues du corpus initial. Parmi les 1 670 références ajoutées par les experts, 19% ont été publiés avant ou après la couverture temporelle du corpus initial. On retrouve un classement similaire des journaux les plus cités pour ces références ajoutées par les experts.

Figure 2-8. Quinze premiers journaux dans lesquels sont publiées les 3 699 références citées qui sont indexées dans le WoS (sur 4460 références totales citées)

Bien que l'ESCo concerne principalement le contexte environnemental français, les Figures 2-9 et 2-10 attestent la dimension internationale des articles scientifiques cités dans le rapport. Ainsi, si la France est très bien représentée parmi les auteurs cités et les instituts/universités contributeurs de ces travaux, il apparaît clairement que d'autres pays, en particulier les USA, différents pays européens (Allemagne, Royaume-Uni, Pays-Bas, etc.), le Canada ou encore la Chine, sont particulièrement bien représentés dans le corpus cité.

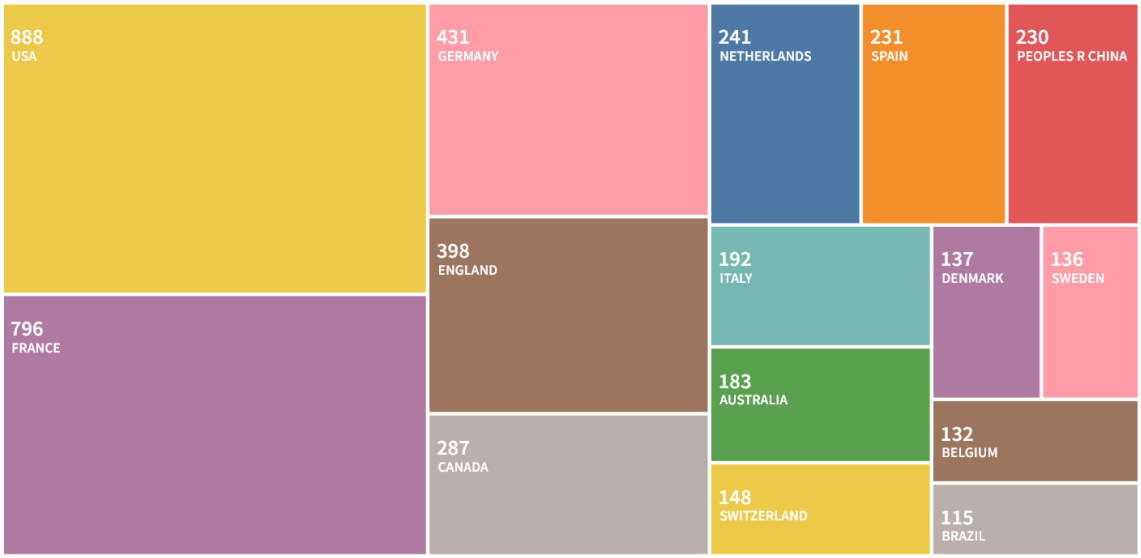


Figure 2-9. Quinze principaux pays d'origine des auteurs des 3 699 articles cités dans le corpus bibliographique qui sont indexés dans le WoS (sur 4460 références totales citées)

Figure 2-10. Quinze principales institutions auxquelles sont affiliés les auteurs des 3 699 articles cités dans le corpus bibliographique qui sont indexés dans le WoS (sur 4460 références totales citées)

Afin d'assurer la meilleure transparence possible quant aux origines des travaux cités, un repérage a été réalisé portant sur les affiliations et sources de financement présentant des liens avec l'industrie phytopharmaceutique ou avec les ONG de défense de l'environnement.

Ce repérage a été effectué sur la base des mots-clés suivants :

- Concernant les acteurs de l'industrie phytopharmaceutique : ActionPin OR Adama OR Ascenza OR Astra OR Aventis OR Basf OR Bayer OR Belchim OR Certis OR ChemChina OR Corteva OR "De Sangosse " OR "Dow chemical" OR DuPont OR FMC OR Gowan OR "Life scientific" OR Monsanto OR Nufarm OR Philagro OR Phyteurop OR Sanofi OR SBM OR Sumiagro OR Sumitomo OR Syngenta OR UPL ;
- Concernant les ONG de défense de l'environnement : Beelife OR FNE OR FNH OR "Générations futures" OR Greenpeace OR Humanité et biodiversité OR "Pesticide action network" OR Pollinis OR WWF.

Sur l'ensemble du corpus bibliographique cité, 3 références ont ainsi été identifiées comme concernées par une affiliation ou des financements liés à des ONG, et 160 références en lien avec des acteurs de l'industrie phytopharmaceutique (70 pour l'affiliation seulement, 47 pour le financement seulement, et 43 pour affiliation et financement). Ces données sont à considérer avec précaution car elles reposent sur la seule base des informations telles qu'elles sont renseignées lors de la publication des articles. Elles montrent pour autant que la recherche publique constitue l'essentiel des sources mobilisées. Une particularité a cependant été mise en évidence en ce qui concerne les travaux sur la modélisation, qui ont fait l'objet de liens plus importants avec les acteurs de l'industrie pharmaceutique que les autres thématiques (voir Chapitre 14).

Annexe

Requêtes bibliographiques de base utilisées par combinaisons pour la qualification des experts et la constitution du corpus initial

Désignation des champs sur lesquels portent la requête : TS = Titre + Résumé + Mots-clés de l'auteur

Thème de la requête	Mots-clés
Pesticides	
	TS=(pesticid* or herbicid* or insecticid* or nematicid* or helminticid* or fungicid* or bactericid* or xenobiotic* or biocontrol* or "bio control*" or semiochemical* or "semio chemical*" or "natural* extract*" or "plant* extract*" or "natural* substance*" or "plant* substance*" or "pest* control*" or "weed* control*" or Acaricide or Algicide or Attractant or Desiccant or Elicitor or Molluscicide or "Plant activator" or "Plant growth regulator" or Repellent or Rodenticide or "Basic substance" or "Low risk active substance" or "Plant defense stimulator*" or biopesticide* or " Straight chain lepidopteran pheromone*" or "Adoxophyes orana GV strain" or "Ampelomyces quisqualis strain" or "Aspergillus flavus strain" or "Aureobasidium pullulans strain" or "Bacillus strain" or "Beauveria bassiana strain" or "Candida oleophila strain" or "Clonostachys rosea strain" or "Coniothyrium minitans Strain" or "Isaria fumosorosea Apopka strain 97" or "Paecilomyces fumosoroseus" or "Lecanicillium muscarium" or "Verticillium lecanii strain" or "Metarhizium strain" or "Paecilomyces strain" or "Pepino mosaic virus strain" or "Phlebiopsis gigantea strain*" or "Pseudomonas strain" or "Saccharomyces cerevisiae strain" or "Trichoderma strain" or "Verticillium albo-atrum" or "Verticillium dahliae" or "Zucchini yellow mosaic virus")
Biodiversité	
	TS=("bio diversity" or biodiversity or "biological diversity" or "plant diversity" or "vegetation* diversity" or "weed diversity" or "animal diversity" or "faunal diversity" or "invertebrate diversity" or "arthropod diversity" or "insect diversity" or "microbial diversity" or "bacterial diversity" or "species diversity" or "species richness" or "species abundance" or "functional diversity" or "genetic diversity" or biomarker* or bioindicator* or "bio indicator*" or "population dynamic*" or "food web" or "structural response")
Ecotoxicologie	
	TS=Ecotox*
Milieux aquatiques	
	TS=((continental NEAR aquatic NEAR ecosystem*) or fish or fishes or insect* or invertebrate* or macroinvertebrate* or « macro invertebrate* » or crustacean* or mayfly* or ephemeroptera* or stonefly* or plecoptera* or caddisfl* or trichoptera* or coleoptera* or diptera* or chironomid* or mollusca* or snail* or mussel*or annelid*or protozoa* or microorganism* or « micro organism* » or bacteria* or plankton* or zooplankton* or phytoplankton* or benthos* or benthic*or amphibian*or alga*or microalga* or « micro alga* » or macrophyt*or rotifera*or cladocera*or copepod* or mammal* or « food web » or « trophic web » or « food cycle » or periphyt* or biofilm or fung* not (fish fluor* in situ hybrid*)) AND TS=(floodplain* or « flood plain* » or fluvial* or impoundment* or « inland water » or lagoon* or lake* or lentic* or lotic* or marsh* or pond* or reservoir* or riparian* or river* or springs or stream$ or swamp* or « water body » or wetland* or watershed or mesocosm* or sediment or microcosm or channel or freshwater)
Milieux marins	
	TS=((marine NEAR aquatic NEAR ecosystem*) or fish or fishes or insect* or invertebrate* or macroinvertebrate* or "macro invertebrate*" or crustacean* or mayfly* or ephemeroptera* or stonefly* or plecoptera* or caddisfl* or trichoptera* or coleoptera* or diptera* or chironomid* or mollusca* or snail* or mussel*or annelid*or protozoa* or microorganism* or "micro organism*" or bacteria* or plankton* or zooplankton* or phytoplankton* or benthos* or benthic*or amphibian*or alga*or microalga* or "micro alga*" or macrophyt*or rotifera*or cladocera*or copepod* or mammal* or "food web" or "trophic web" or "food cycle" or biofilm not (fish fluor* in situ hybrid*)) AND TS=(coastal* or estuar* or wetland* or brackish* or shore* or swamp* or lagoon* or "coral reef*" or saltmarsh* or "salt marsh*" or bay or delta OR ocean or sediment or microcosm)
Milieux terrestres	
	TS=("soil fauna*" or "soil biota*" or "soil organism*" or "soil animal*" or earthworm* or nematod* or protozoa* or collembol* or mesofauna* or macrofauna* or microfauna* or "meso fauna*" or "macro fauna*" or micro fauna* or "soil decomposer*" or microbiota* or "micro biota*" or mite$ or enchytraeid* or microarthropod* or "micro arthropod*" or lumbricid* or acarina* or animal* or mammal* or isopod* or diplopod* or invertebrate* or arthropod* or insect* or arachnid* or crustacean* or odonata* or dictyoptera* or orthoptera* or hemiptera* or hymenoptera* or coleoptera* or diptera* or butterfl* or beetle* or grasshopper* or vertebrate* or rodent* or amphibian* or herpetofauna* or reptile* or bird$ or "food web" or "trophic web" or "food cycle" or Carabid* or "Microbial communit*" or phytotoxicit* or "non-target plant" or "non target plant") AND TS=(landscape* or field* or grassland* or "terrestrial ecosystem*" or soil* or meadow* or agroecosystem* or "agro ecosystem*" or orchard* or vineyard*or "field margin*" or "field boundar*" or hedgerow* or pasture* or fallow* or "Arable crop*" or "Buffer strip*" or "Buffer zone*" or Ditch or "Grass cover" or "Grass strip*" or Hedge* or "Vegetated filter strip*" or "Vegetative buffer")

Outre-mer	
	TS=(la martinique OR martinique OR "martinique island" OR "petites antilles" OR "petites caraibes" OR "petites caraïbes" OR "iles du vent" OR "îles du vent" OR antilles OR guadeloupe OR "la guadeloupe" OR "guadeloupe island" OR "la desirade" OR "desirade island" OR "la desirade island" OR "french west indies" OR "french antilles" OR "french carribean*" OR "petite terre" OR "grande terre" OR "marie galante" OR "marie galante island" OR "archipel des saintes" OR "les saintes" OR "les saintes island*" OR "saint barthelemy*" OR "st barts" OR "st barths" OR "saint martin" OR "saint martin island*" OR "st martin island*" OR "basse terre island*" OR "grande terre island*" OR "antilles francaises" OR "antilles françaises" OR "New Caledonia*" OR Noumea OR "Southwest* Pacific" OR "SW Pacific" OR "Coral Sea" OR "Chesterfield Plateau" OR Bellona OR "Entrecasteaux" OR "Petrie Reef*" OR "Astrolabe Reefs" OR "Walpole island" OR "Matthew island" OR "Hunter Island" OR "Loyalty Island" OR Guyane OR "french guyana" OR "french guiana" OR guiana OR cayenne OR Kourou OR "saint Laurent du Maroni" OR "grand connectable" OR "La réunion" OR "la reunion" OR "reunion island" OR "island of Reunion" OR Mayotte OR "iles éparses" OR "iles eparses" OR "îles eparses" OR "îles éparses" OR (TAAF NEAR/5 island*) OR "Eparses Island*" OR "Scattered Islands" OR "mascarene islands" OR "glorieuses" OR "glorioso island*" OR tromelin OR "juan de nova" OR "bassas da india" OR "Europa Island" OR "Mozambique Channel" OR "Southwestern Indian Ocean" OR "south West* Indian Ocean" OR "South-West* Indian Ocean" OR "SW Indian Ocean" OR papeete OR tahiti OR marquises OR "marquesas island*" OR "bora bora" OR "tuamotu archipel*" OR tuamotu OR "austral island*" OR "tubua* island*" OR "society island*" OR mururoa OR moorea OR "rapa island*" OR kiribati OR gambier OR "french polynesi*" OR "polynésie française" OR "iles marquises" OR "wallis et futuna" OR "wallis and futuna*" OR clipperton* OR "wallis & futuna*" OR polynésie OR Polynesia OR Raivavae OR takapoto OR "S* Pierre-et-Miquelon" OR "S* Pierre and Miquelon" OR Miquelon OR "Miquelon Langlade" OR Langlade) NOT TS=("Guiana ext* spectrum" OR "Guiana shield" OR "Guiana dolphin*" OR "british Guyana" OR "Guiana highland*" OR "Guiana continental shelf" OR "dutch Guiana" OR "Guyana chestnut*" OR "cayenne pepper")
Infrastructures	
	TS=("road* unit*" OR "road* area*" OR "road* zone*" OR "road* infrastructur*" OR "road* facility" OR "road* facilities" OR "road* equipment*" OR "road* settlement" OR "road* development" OR "road* network" OR "road* district" OR "rail unit*" OR "rail area*" OR "rail zone*" OR "rail infrastructur*" OR "rail facility" OR "rail facilities" OR "rail equipment*" OR "rail settlement" OR "rail development" OR "rail district" OR "rail network" OR "railway unit*" OR "railway area*" OR "railway zone*" OR "railway infrastructur*" OR "railway facility" OR "railway facilities" OR "railway equipment*" OR "railway settlement" OR "railway development" OR "railway network" OR "railway district" OR "airport* unit*" OR "airport* area*" OR "airport* zone*" OR "airport* infrastructur*" OR "airport* facility" OR "airport* facilities" OR "airport* equipment*" OR "airport* settlement" OR "airport* development" OR "airport* network" OR "airport* district" OR "transport* area*" OR "transport* zone*" OR "transport* infrastructur*" OR "transport* facility" OR "transport* facilities" OR "transport* equipment*" OR "transport* settlement" OR "transport* development" OR "transport* network" OR "transport* district" OR "leisure unit*" OR "leisure area*" OR "leisure zone*" OR "leisure infrastructur*" OR "leisure facility" OR "leisure facilities" OR "leisure equipment*" OR "leisure settlement" OR "leisure development" OR "leisure network" OR "leisure district" OR "recreational unit*" OR "recreational area*" OR "recreational zone*" OR "recreational infrastructur*" OR "recreational facility" OR "recreational facilities" OR "recreational equipment*" OR "recreational settlement" OR "recreational development" OR "recreational network" OR "recreational district" OR "sport unit*" OR "sport* area*" OR "sport* zone*" OR "sport* infrastructur*" OR "sport* facility" OR "sport* facilities" OR "sport* equipment*" OR "sport* settlement" OR "sport* development" OR "sport* network" OR "sport* district" OR "green unit*" OR "green area*" OR "green zone*" OR "green infrastructur*" OR "green facility" OR "green facilities" OR "green equipment*" OR "green settlement" OR "green development" OR "green network" OR "green district" OR cemeter* OR "burial groun*" OR graveyard* OR churchyard* OR fairway OR golf OR turf OR turfgrass OR "urban soil*")
Services écosystémiques	
	TS=("eco-system* service" OR "eco*system* service" OR "eco-system* services" OR "eco*system* services" OR "agro*system* service" OR "agro*-system* service" OR "agro-*system* service" OR "agro-*- system* service" OR "agro*system* services" OR "agro*-system* services" OR "agro-*system* services" OR "agro-*-system* services" OR "environmental service" OR "environmental services" OR "agro*environmental service" OR "agro-environmental service" OR "agri*environmental service" OR "agri-environmental service" OR "agro*environmental services" OR "agro-environmental services" OR "agri*environmental services" OR "agri-environmental services" OR "ecological service" OR "ecological services" OR "agro*ecological service" OR "agro-ecological service" OR "agro*ecological services" OR "agro-ecological services" OR "landscape service" OR "landscape services" OR "land service" OR "land services" OR "land-use service" OR "landuse services" OR "eco-system* function" OR "eco*system* function" OR "eco-system* functions" OR "eco*system* functions" OR "agro*system* function" OR "agro*-system* function" OR "agro-*system* function" OR "agro-*-system* function" OR "agro*system* functions" OR "agro*-system* functions" OR "agro-*system* functions" OR "agro-*-system* functions" OR "environmental function" OR "environmental functions" OR "agro*environmental function" OR "agro-environmental function" OR "agri*environmental function" OR "agri-environmental function" OR "agro*environmental functions" OR "agro-environmental functions" OR "agri*environmental functions" OR "agri-environmental functions" OR "ecological function" OR "ecological functions" OR "agro*ecological function" OR "agro-ecological function" OR "agro*ecological functions" OR "agro-ecological functions" OR "landscape function" OR "landscape functions" OR "land function" OR "land functions" OR "land-use function" OR "land-use functions" OR "eco-system* good" OR "eco*system* good" OR "eco-system* goods" OR "eco*system* goods" OR "agro*system* good" OR "agro*-system* good" OR "agro-*system* good" OR "agro-*-system* good" OR "agro*system* goods" OR "agro*-system* goods" OR "agro-*system* goods" OR "agro-*-system* goods" OR "environmental good" OR "environmental goods" OR "agro*environmental good"

	OR "agro-environmental good" OR "agri*environmental good" OR "agri-environmental good" OR "agro*environmental goods" OR "agroenvironmental goods" OR "agri*environmental goods" OR "agri-environmental goods" OR "ecological good" OR "ecological goods" OR "agro*ecological good" OR "agro-ecological good" OR "agro*ecological goods" OR "agro-ecological goods" OR "landscape good" OR "landscape goods" OR "land good" OR "land goods" OR "land-use good" OR "land-use goods" OR "eco-system* amenity" OR "eco*system* amenity" OR "eco-system* amenities" OR "eco*system* amenities" OR "agro*system* amenity" OR "agro*-system* amenity" OR "agro-*system* amenity" OR "agro-*-system* amenity" OR "agro*system* amenities" OR "agro*-system* amenities" OR "agro-*system* amenities" OR "agro-*-system* amenities" OR "environmental amenity" OR "environmental amenities" OR "agro*environmental amenity" OR "agro-environmental amenity" OR "agri*environmental amenity" OR "agri-environmental amenity" OR "agro*environmental amenities" OR "agro-environmental amenities" OR "agri*environmental amenities" OR "agri-environmental amenities" OR "ecological amenity" OR "ecological amenities" OR "agro*ecological amenity" OR "agro-ecological amenity" OR "agro*ecological amenities" OR "agro-ecological amenities" OR "landscape amenity" OR "landscape amenities" OR "land amenity" OR "land amenities" OR "land-use amenity" OR "land-use amenities" or biodegradation or bio-degradation or denitrif*)

Chapitre 3

Cadrage scientifique et référentiels communs

Auteurs : **Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez**

Sommaire

1. Comportement des produits phytopharmaceutiques dans l'environnement 89

1.1. Milieu terrestre 89
1.1.1. Rétention dans le sol 89
1.1.2. Dégradation 90
1.1.3. Transfert 93
1.1.4. Couplage des processus 94
1.2. Milieux aquatiques continentaux 95
1.2.1. Transferts des PPP vers les milieux aquatiques continentaux 95
1.2.2. Devenir des PPP dans les milieux aquatiques continentaux 95
1.3. Milieu marin 97
1.4. Milieu aérien 98
Références bibliographiques de la section 1 99

2. Emergence et développement de l'approche par les services écosystémiques pour l'évaluation du risque des PPP : concept, avantages et limites 102

2.1. Emergence et développement du concept de services écosystémiques 102
2.2. Cadre conceptuel retenu dans le cadre de cette ESCO concernant les services écosystémiques 102
2.3. Prise en considération des services écosystémiques pour l'évaluation des risques et effets des PPP .. 103
2.3.1. Une volonté européenne portée par l'EFSA 103
2.3.2. Avantages et limites 103
2.4. Présentation synthétique du référentiel commun élaboré par le collectif d'expert concernant la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques 105
2.4.1. Définitions de la biodiversité, des processus écologiques et des fonctions écosystémiques 105
2.4.2. Schéma conceptuel des effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations 105
2.4.3. Définition et classification des fonctions écosystémiques potentiellement impactées par le PPP 106

2.5. Constat de l'ESCo concernant la difficulté de relier les services écosystémiques aux fonctions écosystémiques qui y contribuent 108

Références bibliographiques de la section 2 108

3. Linking the effects of plant protection products on biodiversity and ecological processes to potential impairment of ecosystem functions and services - A multidisciplinary conceptual framework 111

3.1. Introduction 111

3.2. Conceptual relationships between biodiversity, ecological processes and ecosystem functions under PPP-induced pressure 113

3.2.1. Biodiversity indices 113

3.2.2. Biodiversity and ecosystem functioning 113

3.2.3. Conceptual framework under PPP-induced pressure 114

3.3. Definition and classification of ecosystem functions potentially impacted by PPP 115

3.4. Conceptual relationships between the proposed categories of ecosystem functions and the ecosystem services 117

3.4.1. Classification of ecosystems services 117

3.4.2. Perception of the relationships between ecosystem functions and ecosystem services 118

3.5. Application of the proposed framework to terrestrial microalgae and cyanobacteria 120

3.6. Conclusions 122

Références bibliographiques de la section 3 122

1. Comportement des produits phytopharmaceutiques dans l'environnement

Auteurs : Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez.

1.1. Milieu terrestre

Lors du traitement (agriculture, JEVI), la majeure partie des quantités de PPP apportées atteint le sol, soit parce que les PPP y sont appliqués directement, soit parce que la pluie a lessivé le feuillage des plantes traitées (cultures et/ou adventices). Le sol occupe donc une position centrale dans la régulation du devenir des PPP dans l'environnement et il aura un double rôle de stockage et d'épuration (Barriuso *et al.*, 1996).

Dans le sol, les PPP sont affectés par différents processus physiques, chimiques et biologiques qui vont conditionner leur rétention, leur dégradation, leur transfert vers les autres compartiments de l'environnement (eau, plante, atmosphère) et par conséquent leur impact potentiel sur les êtres vivants exposés (Figure 3-1). En particulier, c'est lorsque le PPP est présent en phases liquide et gazeuse qu'il sera disponible pour être dégradé par les microorganismes (épuration) mais aussi pour être transféré vers les nappes d'eau souterraines, alors qu'en phase solide, il reste piégé dans le sol (stockage) (Calvet *et al.*, 2005).

Ainsi, le devenir des PPP est plus particulièrement contrôlé par les phénomènes de rétention sur les constituants du sol (matières organiques, argiles) et de dégradation (Figure 3-1) (Barriuso *et al.*, 1996).

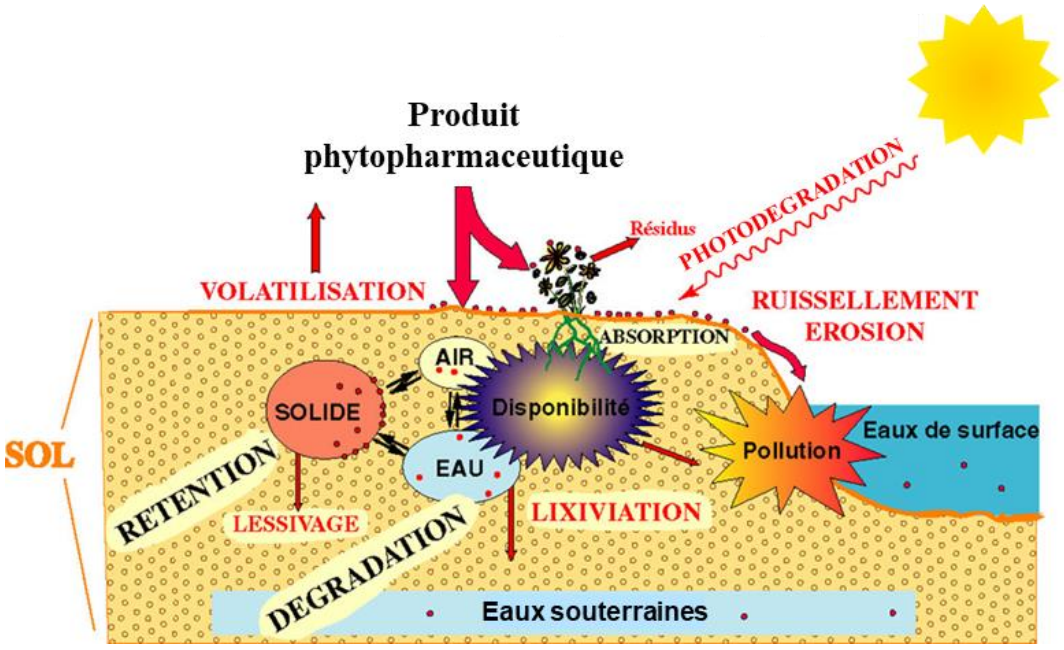


Figure 3-1. Processus impliqués dans le devenir des PPP dans les sols conditionnant leur disponibilité et, par conséquent, leur efficacité ou la manifestation de leur caractère polluant (D'après Barriuso *et al.*, 1996).

1.1.1. Rétention dans le sol

La rétention des PPP dans les sols est essentiellement due aux processus physico-chimiques d'adsorption à l'interface solide-liquide et de désorption (phénomène inverse conduisant au passage en solution des PPP) (Calvet *et al.*, 2005). Plus la rétention du PPP est importante, plus sa mobilité est faible et moins les risques de contamination des eaux souterraines par lixiviation seront élevés. Cependant, il est alors susceptible d'être

transféré vers les eaux de surface par transport particulaire lors d'épisodes de ruissellement ou d'érosion (Gouy *et al.*, 1999) (*cf.* section 1.1.3).

La rétention des PPP dans les sols dépend des propriétés moléculaires des composés, des propriétés des sols, des conditions environnementales et du temps de résidence dans le sol :

- **Propriétés moléculaires des PPP.** L'adsorption des PPP dans les sols augmente avec le volume des molécules et avec leur degré de ramification (Mamy *et al.*, 2015). Elle dépend aussi de l'ionisation de la molécule : l'adsorption des cations est élevée sur les surfaces chargées négativement comme les argiles ou les substances humiques alors que les anions sont adsorbés sur les sols portant des charges positives (sols tropicaux) (Calvet, 1989). L'adsorption dépend aussi du caractère hydrophile ou hydrophobe du PPP : elle diminue lorsque la solubilité augmente puisque le composé aura une plus grande affinité pour la phase liquide et, inversement, elle augmente avec le caractère hydrophobe du composé (Calvet *et al.*, 2005). Toutefois, par exemple, le glyphosate présente une adsorption particulièrement élevée alors qu'il est très soluble dans l'eau (Mamy et Barriuso, 2005) parce que la rétention de cet herbicide (qui possède plusieurs pKa) met notamment en jeu des liaisons ioniques de haute énergie qui contrebalancent l'effet de la solubilité (Tao et Lu, 1999). Il faut souligner que la présence de co-formulants dans les produits commerciaux peut modifier l'adsorption des substances actives (Beigel *et al.*, 1998).
- **Propriétés des sols.** Ayant une grande réactivité chimique, la matière organique (MO) est souvent le principal adsorbant des PPP (en général, l'adsorption augmente avec la teneur en MO des sols sauf pour les composés ioniques, Calvet *et al.* (2005) 2005 ; Benoit *et al.* (2008), mais les minéraux argileux, les oxydes et les hydroxydes peuvent également être impliqués dans l'adsorption (Calvet *et al.*, 2005). Le pH du sol joue également un rôle important, en particulier pour les PPP ioniques (Calvet, 1989). La structure du sol (densité, géométrie des pores), qui dépend des pratiques agricoles et du climat, influence aussi l'adsorption. Par exemple, dans les systèmes de culture basés sur un travail du sol simplifié, l'accumulation de MO en surface favorise la rétention des PPP (Alletto *et al.*, 2010). Enfin, l'adsorption des PPP présente une variabilité spatiale horizontale et verticale en raison de la variabilité des propriétés du sol (Coquet et Barriuso, 2002 ; Mamy et Barriuso, 2005).
- **Conditions environnementales.** Le contenu en eau du sol est déterminant dans la rétention des PPP car il favorise leur transport vers les sites d'adsorption. D'autre part, lorsque le contenu en eau du sol augmente, la MO devient plus hydrophile ce qui augmente l'adsorption des PPP hydrophiles (Roy *et al.*, 2000). Par ailleurs, il a été démontré que la rétention des PPP diminue lorsque la température du sol augmente (ten Hulscher et Cornelissen, 1996).
- **Temps.** Le temps de résidence dans le sol des résidus de PPP modifie leurs propriétés de rétention au travers de phénomènes de diffusion dans la microporosité, de piégeage physique et de dégradation (Barriuso *et al.*, 2008). En général, une forte augmentation de la rétention dans le temps est observée pour les PPP faiblement adsorbés alors que pour les PPP fortement adsorbés, la rétention tend à rester stable ou à diminuer (Mamy et Barriuso, 2007).

1.1.2. Dégradation

La dégradation des PPP est l'un des processus clés de leur devenir dans le sol puisqu'elle conditionne leur élimination des milieux naturels (Calvet *et al.*, 2005). Elle est due à de nombreuses transformations chimiques qui modifient la composition et la structure des molécules. La dégradation peut être de nature biotique (dégradation par la microflore, la microfaune et les végétaux) ou abiotique (hydrolyse, photolyse...). Toute une série de molécules intermédiaires (les produits de dégradation ou métabolites) entre la molécule initiale et les molécules minérales finales peut être produite (Calvet *et al.*, 2005). C'est lorsque le PPP est transformé en molécule minérale, comme le CO_2, qu'il est totalement éliminé. Ce phénomène est appelé minéralisation (Barriuso *et al.*, 1996 ; Calvet *et al.*, 2005).

La dégradation doit être distinguée de la dissipation : la dégradation correspond aux transformations chimiques des PPP qui contribuent à leur élimination, c'est l'une des composantes du processus global de dissipation. La dissipation est l'ensemble de tous les processus qui concourent à une diminution de la concentration du PPP : dégradation, stabilisation, rétention et phénomènes de transport (transferts vers les eaux, l'atmosphère, etc…).

Dégradation abiotique

Les transformations abiotiques sont dues à des réactions chimiques qui ne sont pas catalysées par des systèmes enzymatiques. Elles comprennent des réactions d'oxydo-réduction, d'hydrolyse, de conjugaison et photochimiques (Calvet *et al.*, 2005).

Les réactions d'hydrolyse et d'oxydo-réduction se produisent en solution. La vitesse de réaction de l'**hydrolyse** va dépendre de la composition ionique du milieu, en particulier du pH et des cations métalliques en solution, des adsorbants (substances humiques) et de la température (Calvet *et al.*, 2005 ; Chaplain *et al.*, 2011).

Les conditions physico-chimiques favorables aux **réactions de réduction** se rencontrent dans les sols présentant une hydromorphie temporaire et surtout permanente. Les sources d'électrons proviennent des sulfures, des métaux réduits, de composés organiques provenant de la MO ou de l'activité des microorganismes (Calvet *et al.*, 2005).

Les **réactions d'oxydation** sont moins bien connues mais l'adsorption sur les minéraux argileux et les oxydes métalliques semble les favoriser (Calvet *et al.*, 2005).

Les molécules de PPP sont par ailleurs capables d'absorber une partie de l'énergie lumineuse (UV et visible) qu'elles reçoivent. La formation d'un état excité par l'absorption d'un photon met la molécule dans une situation où elle peut se transformer ou réagir avec d'autres molécules. Lorsque le PPP réagit directement avec la lumière (cas des molécules possédant des groupes chromophores), il s'agit de **photolyse directe**, sinon il s'agit de **photodégradation indirecte** induite notamment par les substances humiques ou les oxydes (Al, Mg) du sol (Calvet *et al.*, 2005).

Les réactions photochimiques (directes ou indirectes) se produisent en phase dissoute lorsque le PPP est dans la phase liquide du sol mais aussi en phase adsorbée, à condition qu'il soit exposé à la lumière. Ainsi, la zone dans laquelle la photolyse ou la photodégradation a lieu dépend des caractéristiques du sol (porosité en particulier) mais aussi du jour, de la saison, de la latitude, de l'altitude et de l'état de l'atmosphère (Goncalves *et al.*, 2006 ; Chaplain *et al.*, 2011). En phase liquide, la vitesse de dégradation varie en fonction du pH, de la présence d'une phase solide ou de la présence de substances dissoutes ou en suspension (Calvet *et al.*, 2005).

La photodégradation indirecte est favorisée lorsque le contenu en eau du sol est élevé tandis que la photolyse directe est plus importante dans un sol sec car la lumière y pénètre plus facilement (Frank *et al.*, 2002; Ciani *et al.*, 2005).

Les pratiques agricoles peuvent aussi jouer un rôle dans la photodégradation, par exemple l'ajout de matières fertilisantes qui apportent des substances humiques au sol.

Enfin, il faut souligner que les PPP interceptés par les végétaux et présents à la surface des feuilles sont également susceptibles de subir des réactions photochimiques (Lichiheb *et al.*, 2014).

Dégradation biotique

La dégradation biotique est le principal mécanisme de dégradation des PPP. Elle est due à l'action de divers organismes vivants (essentiellement bactéries et champignons mais aussi algues et protozoaires) et résulte de transformations chimiques dues à des systèmes enzymatiques qui nécessitent que les PPP soient à l'état dissous dans la phase liquide du sol (Calvet *et al.*, 2005).

La dégradation des PPPs peut résulter de trois mécanismes d'action des microorganismes (Calvet *et al.*, 2005) : métabolisme direct (PPP utilisé comme source d'énergie par les microorganismes), co-métabolisme

(transformation chimique des PPP sans que ceux-ci soient source d'énergie pour les microorganismes, ces derniers assurant leur maintenance et leur multiplication aux dépens d'un substrat organique) et conjugaison (réactions chimiques, catalysées par des enzymes exocellulaires, entre les PPP et d'autres PPP ou d'autres molécules présentes dans la solution du sol). Au cours de la biodégradation, les microorganismes métabolisent le PPP en composés inorganiques tels que le CO_2. Si les microorganismes ne possèdent pas l'équipement enzymatique nécessaire pour minéraliser les PPP, des métabolites sont formés, lesquels peuvent être ensuite minéralisés par d'autres microorganismes (Chaplain *et al.*, 2011).

La dégradation des PPP dans les sols dépend de facteurs physiques, physico-chimiques et biologiques ainsi que des pratiques agricoles (Calvet *et al.*, 2005) :

- **Facteurs physiques.** Les principaux facteurs physiques qui influencent la dégradation des PPP sont la température du sol et sa teneur eau, lesquels dépendent du climat. D'une manière générale, la dégradation des PPP augmente avec la température du sol, jusqu'à la limite compatible avec l'activité des microorganismes (Benoit *et al.*, 2007). La teneur en eau du sol optimale pour l'activité des microorganismes aérobies se situe aux alentours de la capacité au champ (Alletto *et al.*, 2006). La structure du sol joue également un rôle dans la dégradation en favorisant (ou non) la circulation de l'eau et de l'air. Par exemple, le tassement dû aux passages des engins agricoles et au travail du sol conduit à des modifications des propriétés physiques des sols telles qu'une diminution de la porosité, de la teneur en oxygène ou de l'infiltration de l'eau qui peuvent modifier le fonctionnement biologique du sol avec la création de conditions anaérobies (Dick, 1997 ; Richard *et al.*, 1999 ; Coquet *et al.*, 2005 ; Hamza et Anderson, 2005 ; Ndiaye *et al.*, 2007). Ainsi, Mamy *et al.* (2011) ont montré que la dégradation d'un herbicide (isoproturon) semblait plus rapide dans un sol très tassé que dans un sol non tassé, probablement parce que la teneur en eau était plus importante dans le sol très tassé.
- **Facteurs physico-chimiques.** La texture des sols, le pH, la teneur en MO ou encore le potentiel redox ont un effet sur la dégradation des PPP car ils influencent leur rétention (les PPP doivent être en phase liquide pour être dégradés) (*cf.* 3.1.1.1) et l'activité des microorganismes.
- **Propriétés physico-chimiques des PPP.** Les propriétés physico-chimiques des PPP vont conditionner la possibilité qu'ont les microorganismes de dégrader un composé. En général, la dégradation diminue lorsque la masse molaire, le degré de ramification ou le nombre d'atomes halogènes de la molécule augmentent (Mamy *et al.*, 2015).
- **Facteurs biologiques.** Les facteurs biologiques déterminant la dégradation des PPP sont la spécificité des microorganismes (certains PPP peuvent être dégradés par une grande variété de microorganismes contrairement à d'autres), l'adaptation des microorganismes à la dégradation (le traitement du sol par un PPP peut conduire à une évolution de la microflore qui acquiert la capacité d'augmenter la vitesse de dégradation, c'est ce qui est appelé la dégradation accélérée), l'hétérogénéité spatiale des microorganismes dans le sol (la biomasse microbienne est généralement plus importante en surface qu'en profondeur et la dégradation tend à augmenter lorsque la taille des agrégats de sol augmente) (Vieuble-Gonod *et al.*, 2003 ; Calvet *et al.*, 2005).
- **Pratiques agricoles.** Les pratiques agricoles basées sur des monocultures favorisent l'application récurrente des mêmes PPP ce qui induit une adaptation de la microflore et une dégradation accélérée des PPP (Barriuso et Houot, 1996). La réduction du travail du sol, qui conduit à la présence d'un mulch en surface du sol donc à l'accumulation de MO a, quant à elle, des effets contrastés sur la dégradation des PPP (Alletto *et al.*, 2010) : la compétition entre la rétention des PPP sur le mulch (qui diminue la biodisponibilité) et la dégradation microbienne peut conduire à une diminution de la dégradation (Cassigneul *et al.*, 2018) mais, inversement, la présence de MO peut stimuler l'activité microbienne donc favoriser la dégradation des PPP (Gaston et Locke, 2000 ; Alletto *et al.*, 2010).

Au cours de la dégradation des PPP, la formation de résidus non extractibles (résidus liés) du sol est souvent observée. Celle-ci peut être considérée comme un processus de stabilisation responsable de l'immobilisation des PPP dans le sol (Calvet *et al.*, 2005 ; Barriuso *et al.*, 2008). Trois types de mécanismes différents sont généralement évoqués pour expliquer la formation de ces résidus : stabilisation physique (piégeage du PPP dans la nanoporosité des composés humiques), stabilisation chimique (liaisons chimiques qui s'établissent à la suite de

réactions chimiques de conjugaison, avec les substances humiques en particulier), stabilisation microbiologique (la microflore est un lieu de stockage des résidus liés - dans des sols stériles, la formation de résidus liés est fortement réduite, voire nulle) (Calvet *et al.*, 2005 ; Barriuso *et al.*, 2008). La quantité de résidus liés formée dépend des propriétés moléculaires des PPP (les molécules portant des groupes chimiques réactifs de type aniline ou phénol tendent à former plus de résidus liés), des propriétés physico-chimiques des MO, des caractéristiques de la microflore des sols (et des facteurs qui ont un effet sur ces caractéristiques, tels que le climat) et des pratiques agricoles par leur action sur les propriétés des MO et sur la microflore (par exemple apport d'amendements organiques) (Barriuso *et al.*, 2008).

1.1.3. Transfert

Les PPP qui arrivent au sol peuvent être transférés dans différents compartiments de l'environnement (organismes vivants, eau, air). Ces transferts sont le résultat des phénomènes de transport (diffusion moléculaire, convection/dispersion) couplés aux processus de rétention et de dégradation (Calvet *et al.*, 2005). Les principaux processus de transfert sont le ruissellement et l'érosion vers les eaux de surface, la lixiviation et le lessivage vers les eaux souterraines, la volatilisation vers l'atmosphère et l'absorption par les organismes vivants (incluant les végétaux). Les ordres de grandeur sont les suivants (en % des quantités de PPP appliquées) : 0 à 5 % pour le ruissellement et l'érosion, 1 à 5 % pour la lixiviation, 0 à quelques dizaines de % pour la volatilisation et 1 à 10 % pour les végétaux (Calvet *et al.*, 2005). L'importance relative de chacun de ces processus dépend des propriétés des PPP, des conditions de traitement, des conditions climatiques, des propriétés du sol et des pratiques culturales.

Transfert vers les eaux de surface

A l'échelle d'un bassin versant, les eaux de surface sont les cours d'eau, les mares et étangs et toutes les discontinuités hydrologiques anthropiques telles que les fossés et les canaux (Calvet *et al.*, 2005). Les transferts vers les eaux de surface concernent les PPP dissous ou à l'état particulaire.

Les principaux facteurs qui influencent ces transferts sont le climat, le sol, les produits appliqués et les pratiques culturales (Calvet *et al.*, 2005) :

- **Climat.** Parmi les différentes caractéristiques du climat, l'intensité et la durée des précipitations vont plus particulièrement déterminer le transfert des PPP vers les eaux de surface. L'intensité des précipitations peut provoquer un épisode de ruissellement lorsque la vitesse d'apport de l'eau excède l'infiltrabilité du sol tandis que plus la durée de l'évènement de précipitation sera importante, plus la limite d'infiltrabilité sera susceptible d'être atteinte. D'autre part, la situation dans le temps de l'évènement par rapport à l'application du PPP sera également décisive pour le transfert.
- **Sol.** La pente du sol est l'un des facteurs clés du transfert des PPP vers les eaux de surface. Plus elle est importante, plus la vitesse du ruissellement est grande et plus l'érosion et l'épaisseur du sol affecté sont importantes. D'autre part, les caractéristiques pédologiques déterminantes sont la présence d'un horizon peu perméable, la stabilité structurale du sol et sa teneur en MO qui influence la stabilité structurale. Enfin, l'état hydrique du sol est également primordial : si une pluie survient lorsque le sol est saturé en eau, l'eau s'accumule rapidement à sa surface et conduit à un ruissellement ou à la formation d'une lame d'eau stagnante, selon la pente.
- **Produits appliqués.** Le transfert des PPP dépend des propriétés physico-chimiques de la substance (solubilité dans l'eau, adsorption) et de la formulation (par exemple, les poudres mouillables et les formulations liquides favorisent les transports). De même, les quantités appliquées et la localisation du PPP dans le sol (le risque de transfert est fortement réduit si le PPP est incorporé) vont influencer les quantités transportées.
- **Pratiques culturales.** Différentes pratiques agricoles destinées à réduire l'érosion et le ruissellement, et par conséquent le transfert des PPP, peuvent être mises en place à l'échelle de la parcelle et/ou du bassin versant. Le maintien de couverts végétaux ou de résidus de cultures (agriculture de conservation) à la surface du sol permettent d'augmenter les teneurs en MO conduisant à une meilleure stabilité et cohésion des agrégats et à

des réductions importantes des pertes en sol (Rhoton *et al.*, 2002). La présence de bandes enherbées en bordures de parcelles, quant à elle, favorise la rétention des PPP et limite les quantités susceptibles d'être entraînées par érosion et ruissellement (Benoit *et al.*, 1999). Enfin, l'irrigation peut permettre d'éviter les conditions d'apparition du ruissellement en maintenant un état hydrique du sol satisfaisant (Calvet *et al.*, 2005).

Transfert vers les eaux souterraines

Le transfert des PPP vers les eaux souterraines se produit par lixiviation (transfert vertical des PPP en solution) et/ou lessivage (transfert des PPP en phase particulaire). Le transfert a lieu le plus souvent en milieux non saturés en eau au cours de l'infiltration. Il dépend essentiellement de la rétention des PPP, des propriétés de rétention des matériaux traversés et de leur structure et des pratiques agricoles (Calvet *et al.*, 2005) :

- **Adsorption.** L'influence de l'adsorption des PPP sur la lixiviation est très importante. D'une manière générale, plus l'adsorption d'un PPP est élevée, plus son transport par lixiviation sera réduit mais, dans ce cas, un transport par lessivage est possible.
- **Structure du sol.** La lixiviation dépend fortement de la structure du sol. La plupart du temps, celle-ci est hétérogène et présente des voies de transferts préférentiels dus à des fissures (sols argileux) ou à des galeries de vers de terre, par exemple. Dans ces macropores, l'eau qui s'infiltre y circule rapidement. Il en résulte un transfert en profondeur beaucoup plus rapide que dans un milieu homogène et un contact réduit avec l'ensemble des surfaces adsorbantes et de la microflore. Les transferts préférentiels s'accompagnent donc d'une adsorption et d'une dégradation limitées ce qui les rend potentiellement encore plus polluants (Calvet *et al.*, 2005).
- **Pratiques agricoles.** La réduction du travail du sol en agriculture de conservation favorise la présence de macropores induisant un risque plus élevé de lixiviation des PPP (Alletto *et al.*, 2010 ; Mamy *et al.*, 2017). Inversement, l'apport de produits résiduaires organiques (PRO) conduit, en général, à une réduction du transfert vertical des PPP (Houot *et al.*, 2014 ; Marin-Benito *et al.*, 2015 ; Marin-Benito *et al.*, 2020).

Transfert vers les organismes vivants – Biodisponibilité

La biodisponibilité d'une substance exprime son aptitude à pouvoir être absorbée par un organisme vivant (Calvet *et al.*, 2005). Elle résulte de l'enchaînement de deux étapes : la mobilisation (ensemble des phénomènes qui concourent à faire passer une substance dans une phase liquide ou gazeuse) et le transport par convection et diffusion moléculaire des substances dissoutes ou en phase gazeuse vers une membrane d'un organisme vivant. Lorsque la substance est en contact d'une membrane d'un organisme vivant, elle est biodisponible. Le processus se poursuit ensuite par l'absorption et par le transport dans l'organisme vivant vers des sites où les substances agissent et produisent leurs effets utiles ou toxiques.

Deux groupes de facteurs ont une influence sur la biodisponibilité : des facteurs relevant des phénomènes impliqués dans le devenir des PPP dans le sol (propriétés des PPP, caractéristiques du sol et du climat) et des facteurs technologiques relevant les modalités d'application des PPP (Calvet *et al.*, 2005).

Tous les facteurs qui influencent la rétention et la dégradation des PPP influenceront également leur biodisponiblité.

Transfert vers l'atmosphère

Ce point est traité dans la section 1.4.

1.1.4. Couplage des processus

Les processus de rétention, de dégradation et de transfert sont le plus souvent en interaction, c'est-à-dire qu'ils exercent une influence mutuelle qui modifie leur expression comparée à celle qui peut être observée quand ils ont lieu séparément (Calvet *et al.*, 2005). On parle de couplage de ces processus.

Par exemple, l'adsorption tend à diminuer la dégradation puisque seuls les PPP à l'état dissous peuvent être dégradés. Mais la dégradation influe aussi l'adsorption en diminuant les quantités susceptibles d'être retenues (surtout si la dégradation est rapide) (Calvet *et al.*, 2005). La dégradation peut également modifier les quantités de PPP transportées d'autant plus qu'elle est rapide et que le transport est lent. L'adsorption modifie aussi les quantités transportées : plus l'adsorption est élevée, plus le transport par lixiviation est faible. En revanche, le transport particulaire vers les eaux de surface, par érosion et ruissellement, et vers les eaux souterraines augmente.

1.2. Milieux aquatiques continentaux

1.2.1. Transferts des PPP vers les milieux aquatiques continentaux

Les milieux aquatiques continentaux sont des écosystèmes hétérogènes et complexes qui peuvent être d'origine naturelle ou artificielle. De manière non exhaustive, ils incluent ainsi les cours d'eau, depuis les sources jusqu'aux fleuves, les mares et les plans d'eau (étangs, lacs naturels ou de barrages…) et toutes les zones humides telles que les marais et les tourbières.

Ces écosystèmes sont exposés à la contamination par les PPP qui atteignent ces milieux sous forme dissoute (i.e. en solution) et/ou particulaire (i.e. liés à des particules) selon différents modes de transferts (cf. Figure 3-2), non exclusifs, qui interviennent en surface (érosion et ruissellement), en profondeur (infiltration, drainage, échanges avec les nappes phréatiques) ou par voie aérienne (dérive des traitements et retombées atmosphériques). La part relative de ces différents modes de transfert est variable et dépend de différents facteurs tels que le type d'usage, le type de surface traitée et son degré de perméabilité ou encore les conditions climatiques au moment du traitement et après celui-ci.

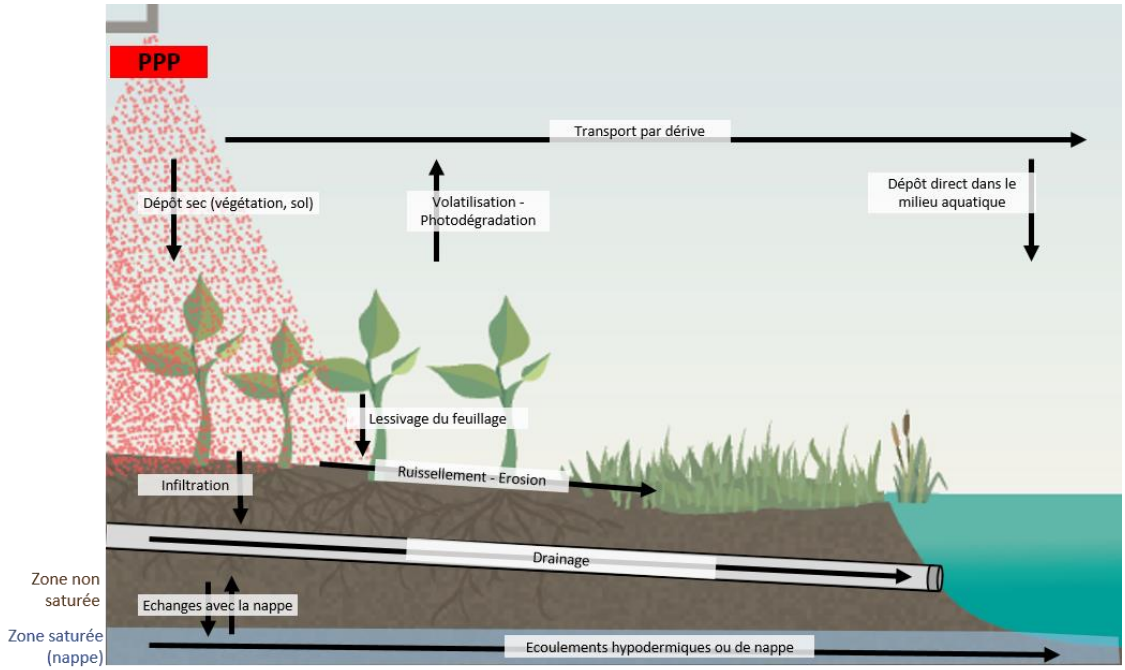


Figure 3-2. Transfert des PPP vers les milieux aquatiques.

1.2.2. Devenir des PPP dans les milieux aquatiques continentaux

Le devenir des PPP dans les milieux aquatiques continentaux va être extrêmement variable en fonction d'une multitude de paramètres qui concernent à la fois les propriétés de l'écosystème contaminé (abiotiques et biotiques) et celles des substances considérées (*cf.* Figure 3-3 d'après Holvoet *et al.* (2007)(2007)).

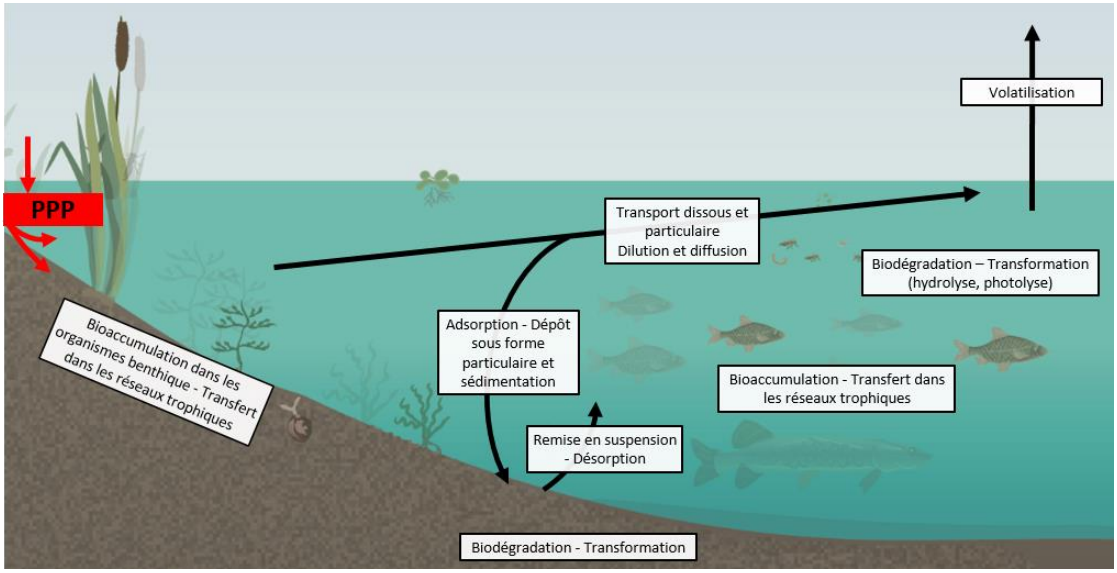


Figure 3-3. Illustration des processus déterminant le devenir des PPP dans les milieux aquatiques de surface (adapté d'après Holvoet *et al.*, 2007).

Les conditions hydrologiques conditionnent très fortement le devenir des PPP. Dans un premier temps, il est primordial de différencier les écosystèmes lotiques, caractérisés par une circulation rapide de l'eau (comme les rivières), des écosystèmes lentiques, à circulation lente ou nulle. En effet, dans les écosystèmes lotiques, le temps de résidence des PPP est généralement très court puisque la plupart de ces substances va être rapidement emportée sous forme dissoute ou particulaire par le courant. Les milieux lotiques sont donc à la fois récepteurs et vecteurs de la contamination par les PPP. Ils jouent ainsi un rôle majeur dans la propagation de la contamination par les PPP le long du continuum terre-mer. A l'inverse, les milieux lentiques vont plutôt avoir tendance à réduire les transferts de PPP le long du continuum terre-mer puisqu'ils joueront principalement le rôle de récepteurs de ce type de contaminants.

La présence de matières en suspension (MES) et de sédiments est également un facteur clé du devenir des PPP dans les milieux aquatiques continentaux. En effet, dans ces milieux, les PPP les plus hydrophobes vont principalement se trouver sous forme particulaire (Warren *et al.*, 2003). Ces substances seront alors liées aux MES au sein de la colonne d'eau ou aux particules ayant sédimentées dans le fond de l'écosystème considéré. La distribution entre les PPP libres dans l'eau sous forme dissoute, ceux liés aux MES et ceux accumulés dans le compartiment sédimentaire est un phénomène dynamique régi par une succession d'épisodes d'adsorption et de désorption qui varient selon les propriétés des substances, la quantité et les propriétés des MES présentes dans le milieu, et les propriétés physico-chimiques des eaux de surface et du compartiment sédimentaire (Holvoet *et al.*, 2007 ; Ochoa et Maestroni, 2018). Par exemple, plus les sédiments seront fins et riches en matière organiques (et notamment en carbone organique, Holvoet *et a*l. (2007), plus ils auront tendance à accumuler les contaminants. Cependant, s'il représente un puits naturel pour certains PPP, le compartiment sédimentaire peut aussi se transformer en source de contamination des eaux de surface lors d'épisodes de remise en suspension des sédiments entrainant la remobilisation des substances accumulées (ex. : crues, chasses, curages) ou en cas de désorption de ces contaminants suite à des variations des conditions physico-chimiques qui modifient les équilibres la fraction sédimentaire et la fraction dissoute (Pesce *et al.*, 2019).

Les PPP peuvent également être absorbés par les différents types d'organismes vivants (microorganismes, végétaux et animaux) présents dans les eaux de surface et dans le compartiment sédimentaire selon des processus de bioconcentration (accumulation à partir de l'eau uniquement) ou de bioaccumulation (accumulation à partir de l'eau et de la nourriture). Lorsqu'un PPP se retrouve en concentration plus important dans un organisme que dans ceux du niveau trophique inférieur, on parle alors de bioamplification (ou biomagnification), qui est un phénomène contribuant au transfert et à l'amplification de la contamination au sein des réseaux trophiques (Bonnineau *et al.*, 2021).

Une fois bioconcentrés ou bioaccumulés, les PPP peuvent être excrétés dans le milieu ou subir des transformations biologiques (biotransformations) qui conduisent à la formation de produits de transformation (métabolites) généralement (mais pas toujours) moins toxiques pour l'organisme hôte (Konwick *et al.*, 2006). Les métabolites ainsi formés peuvent également être excrétés dans le milieu dans certains cas.

Des transformations peuvent aussi avoir lieu directement dans les eaux de surface et les sédiments à travers des **processus de dégradation abiotique et/ou biologique** (Ochoa et Maestroni, 2018). Ces processus peuvent conduire à la dégradation totale des PPP (minéralisation) ou la une dégradation partielle conduisant là encore à la production de produits de transformations (métabolites).

L'hydrolyse et la photolyse sont les principaux mécanismes de dégradation abiotique des PPP en milieu aquatique (Cao *et al.*, 2013 ; Todey *et al.*, 2018). Très dépendants des propriétés physico-chimiques des PPP, ils sont également fortement influencés par différents paramètres environnementaux, en particulier le pH, la température et le rayonnement UV (Ochoa et Maestroni, 2018 ; Todey *et al.*, 2018).

La dégradation biologique (ou biodégradation) est principalement assurée par l'action des microorganismes (en particulier les bactéries et les champignons microscopiques) présents en suspension dans l'eau ou organisés sous forme d'assemblages appelés biofilms. Ces biofilms peuvent être fixés sur des supports immergés (incluant des substrats inertes comme des cailloux ou rochers et des organismes végétaux tels que les macrophytes) ou associés au compartiment sédimentaire. Si l'efficacité réelle de la biodégradation des PPP en milieu aquatique reste relativement peu connue (ce processus reste encore souvent considéré comme une « boite noire » ; Vandermaesen *et al*. (2016), il est admis qu'il s'agit d'un processus majeur dans la dissipation de ces substances (Fenner *et al.*, 2013 ; Helbling, 2015). Ainsi, il a été montré que des communautés microbiennes naturelles présentes dans les eaux de surface ou les sédiments de milieux aquatiques contaminés par les pesticides, pouvaient développer des capacités de dégradation spécifique de certaines de ces substances (Pesce *et al.*, 2009 ; Trinh *et al.*, 2012 ; Desiante *et al.*, 2021). Des organismes végétaux aquatiques (i.e. parmi les microalgues et les macrophytes) sont également connus pour posséder des capacités de biodégradation de PPP (Thomas et Hand, 2011 ; Nicodemus *et al.*, 2020). L'importance de la biodégradation des PPP dans un milieu aquatique contaminé par ces substances va notamment dépendre du type de substances et de leur structure moléculaire (qui conditionne leur niveau de biodégradabilité), de la présence ou non d'organismes pouvant les dégrader ainsi que de l'abondance de ces organismes et de leur niveau d'accès aux PPP (selon leur distribution dans le milieu et leur biodisponibilité).

Enfin, une partie des PPP présents dans les milieux aquatiques continentaux peuvent être éliminés de ces milieux à travers des **processus de volatilisation**.

La part relative de l'ensemble de ces mécanismes sera très variable selon le type de milieu et ses propriétés physico-chimique mais également selon les propriétés physico-chimiques des PPP (et de leurs métabolites produits et/ou libérés dans le milieu suite aux différents processus décrits ci-dessus).

1.3. Milieu marin

Le milieu marin est l'ultime réceptacle des contaminations terrestres. Ainsi, les PPP vont y entrer par deux voies distinctes, sous forme dissoute et/ou particulaire comme c'est le cas pour les milieux aquatiques continentaux. Dans les zones côtières et de transition (i.e. estuaires, lagunes, lagons, mangroves), les PPP trouvent majoritairement leur origine dans les apports fluviaux et le ruissellement continental en raison de la proximité du milieu terrestre où ces molécules sont utilisées. Au niveau de l'océan global, les retombées atmosphériques liées au transport à longue distance des molécules (voir section 1.4. Milieu aérien) représente la principale voie d'entrée des PPP (IMCO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP, 1980).

Une fois dans le milieu marin, en fonction de leur hydrophobicité et donc de leur capacité à s'adsorber sur des particules de matière organique, les molécules vont migrer verticalement et évoluer de la surface jusqu'à l'océan profond (Fowler et Knauer, 1986).

En milieu marin, les processus physiques et biologiques impliqués dans le transfert et la dégradation des PPP sont similaires à ceux mis en jeux dans les écosystèmes aquatiques continentaux (cf. section 1.2) et dépendent des propriétés physico-chimiques des molécules.

1.4. Milieu aérien

Les PPP peuvent contaminer l'atmosphère de manière directe pendant l'application, par dérive des gouttellettes de pulvérisation, par dispersion de poussières de traitements de semences durant le semis, et de manière indirecte en post-application par volatilisation depuis le sol ou le couvert traité et/ou érosion éolienne de particules de sol sur lesquelles les PPP sont adsorbés (van den Berg *et al.*, 1999 ; Bedos *et al.*, 2002a ; Bedos *et al.*, 2002c ; Cessna *et al.*, 2006 ; FOCUS *et al.*, 2008 ; Bedos *et al.*, 2010 ; Guiral *et al.*, 2016).

Pendant l'application, entre 15 et 40 % des quantités appliquées sont susceptibles d'être perdues dans l'air via les gouttelettes émises à partir des buses des pulvérisateurs (Guiral *et al.*, 2016). Les principaux facteurs modulant ces pertes sont les technologies d'application utilisées (type de buses et de pulvérisateur), les conditions météorologiques lors des applications (vitesse du vent, hygrométrie, température), le type de culture (cultures basses ou hautes, annuelles ou pérennes, densité foliaire, structure), les pratiques agricoles (mode d'application) et le type de produit utilisé (formulation, adjuvants...) (Guiral *et al.*, 2016).

En post-application, les flux de volatilisation représentent 0,1 à plusieurs dizaines de % des doses appliquées. Ainsi, la volatilisation est l'une des voies majeures des transferts de masse de PPP vers l'atmosphère. Elle résulte de l'évaporation à partir d'une phase liquide, de la sublimation à partir d'une phase solide, de l'évaporation à partir d'une solution aqueuse ou de la désorption à partir de la matrice du sol (Bedos *et al.*, 2002a). La volatilisation dépend des propriétés physico-chimiques de la substance (pression de vapeur saturante, constante de Henry, coefficient d'adsorption), de la formulation, des propriétés du sol (température, teneur en eau, teneur en MO), du climat (vent, rayonnement, température), de la nature et des conditions de la surface traitée (sol et surfaces foliaires) et des pratiques agricoles (mode d'application, enfouissement, présence d'un mulch) (van den Berg *et al.*, 1999 ; Bedos *et al.*, 2002b).

Une fois émis dans l'atmosphère, les PPP vont être dispersés par l'intensité du vent et la turbulence atmosphérique et la distance de transport à partir de la source dépendra de leur état physique (gaz ou aérosols ; Degrendele *et al.*, 2016), de leur persistance dans l'atmosphère (Socorro *et al.*, 2016 ; Mattei *et al.*, 2019) et des conditions météorologiques. Les circulations atmosphériques à l'échelle planétaire peuvent amener les composés les plus persistants à grande distance, notamment jusqu'aux pôles où les températures basses favorisent leur condensation et leur accumulation (Guiral *et al.*, 2016). Le dépôt atmosphérique subséquent (via des voies sèches ou humides) peut conduire à une contamination des sols et de l'eau (Long et Niu, 2007).

Les principaux processus de dégradation des PPP dans l'atmosphère, qui vont déterminer leur persistance et le potentiel de leur transport à longue distance, sont la photodégradation (photolyse directe) et les réactions d'oxydation (photolyse indirecte) (FOCUS *et al.*, 2008).

La photodégradation (décomposition, isomérisation) se produit uniquement dans le cas des molécules PPP qui absorbent la lumière à des longueurs d'onde comprises entre 290 et 800 nm (FOCUS *et al.*, 2008).

Les réactions d'oxydation, quant à elles, sont majoritairement dues à des réactions avec les radicaux OH, ainsi qu'avec l'ozone ou avec les nitrates (FOCUS *et al.*, 2008). Des réactions sont également possibles entre les PPP et les atomes de chlore en raison de leur concentration élevée dans l'atmosphère (Long et Niu, 2007).

Tous ces processus de dégradation peuvent se produire lorsque les PPP sont en phase gazeuse, ou en phase particulaire, avec un potentiel de dégradation différent (FOCUS *et al.*, 2008; Mattei *et al.* 2019).

Références bibliographiques de la section 1

Alletto, L.; Coquet, Y.; Benoit, P.; Bergheaud, V., 2006. Effects of temperature and water content on degradation of isoproturon in three soil profiles. *Chemosphere*, 64 (7): 1053-1061. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.004

Alletto, L.; Coquet, Y.; Benoit, P.; Heddadj, D.; Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 367-400. http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009018

Barriuso, E.; Benoit, P.; Dubus, I.G., 2008. Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental Science & Technology*, 42 (6): 1845-1854. http://dx.doi.org/10.1021/es7021736

Barriuso, E.; Calvet, R.; Schiavon, M.; Soulas, G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et gestion des sols*, 3 (4 (Numéro spécial Forum "Le sol, un patrimoine menacé?" Paris 24 octobre 1996)): 279-296.

Barriuso, E.; Houot, S., 1996. Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. *Soil Biology & Biochemistry*, 28 (10-11): 1341-1348. http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(96)00144-7

Bedos, C.; Cellier, P.; Calvet, R.; Barriuso, E., 2002b. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22 (1): 35-49. http://dx.doi.org/10.1051/agro:2001004

Bedos, C.; Cellier, P.; Calvet, R.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2002a. Mass transfer of pesticides into the atmosphere by volatilization from soils and plants: overview. *Agronomie*, 22 (1): 21-33. http://dx.doi.org/10.1051/agro:2001003

Bedos, C.; Rousseau-Djabri, M.F.; Flura, D.; Masson, S.; Barriuso, E.; Cellier, P., 2002c. Rate of pesticide volatilization from soil: an experimental approach with a wind tunnel system applied to trifluralin. *Atmospheric Environment*, 36 (39-40): 5917-5925. http://dx.doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00775-6

Bedos, C.; Rousseau-Djabri, M.F.; Loubet, B.; Durand, B.; Flura, D.; Briand, O.; Barriuso, E., 2010. Fungicide Volatilization Measurements: Inverse Modeling, Role of Vapor Pressure, and State of Foliar Residue. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2522-2528. http://dx.doi.org/10.1021/es9030547

Beigel, C.; Barriuso, E.; Calvet, R., 1998. Sorption of low levels of nonionic and anionic surfactants on soil: Effects on sorption of triticonazole fungicide. *Pesticide Science*, 54 (1): 52-60. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1096-9063(199809)54:1<52::aid-ps779>3.3.co;2-q

Benoit, P.; Barriuso, E.; Vidon, P.; Real, B., 1999. Isoproturon sorption and degradation in a soil from grassed buffer strip. *Journal of Environmental Quality*, 28 (1): 121-129. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010014x

Benoit, P.; Madrigal, I.; Preston, C.M.; Chenu, C.; Barriuso, E., 2008. Sorption and desorption of non-ionic herbicides onto particulate organic matter from surface soils under different land uses. *European Journal of Soil Science*, 59 (2): 178-189. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2007.00967.x

Benoit, P.; Perceval, J.; Stenrod, M.; Moni, C.; Eklo, O.M.; Barriuso, E.; Sveistrup, T.; Kvaerner, J., 2007. Availability and biodegradation of metribuzin in alluvial soils as affected by temperature and soil properties. *Weed Research*, 47 (6): 517-526. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2007.00589.x

Bonnineau, C.; Artigas, J.; Chaumet, B.; Dabrin, A.; Fabure, J.; Ferrari, B.J.D.; Lebrun, J.D.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Miege, C.; Morin, S.; Uher, E.; Babut, M.; Pesce, S., 2021. Role of Biofilms in Contaminant Bioaccumulation and Trophic Transfer in Aquatic Ecosystems: Current State of Knowledge and Future Challenges. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 253*. Cham: Springer International Publishing Ag (Reviews of Environmental Contamination and Toxicology), 115-153. http://dx.doi.org/10.1007/398_2019_39

Calvet, R., 1989. Adsorption of organic-chemicals in soils. *Environmental Health Perspectives*, 83: 145-177. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.8983145

Calvet, R.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Benoit, P.; Charnay, M.P.; Coquet, Y., 2005. *Les pesticides dans les sols – Conséquences agronomiques et environnementales*. Paris: Editions France Agricole-Dunod, 637 p.

Cao, J.; Diao, X.P.; Hu, J.Y., 2013. Hydrolysis and Photolysis of Herbicide Clomazone in Aqueous Solutions and Natural Water Under Abiotic Conditions. *Journal of Integrative Agriculture*, 12 (11): 2074-2082. http://dx.doi.org/10.1016/s2095-3119(13)60506-7

Cassigneul, A.; Benoit, P.; Nobile, C.; Bergheaud, V.; Dumeny, V.; Etievant, V.; Maylin, A.; Justes, E.; Alletto, L., 2018. Behaviour of S-metolachlor and its oxanilic and ethanesulfonic acids metabolites under fresh vs. partially decomposed cover crop mulches: A laboratory study. *Science of the Total Environment*, 631-632: 1515-1524. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.143

Cessna, A.J.; Larney, F.J.; Kerr, L.A.; Bullock, M.S., 2006. Transport of trifluralin on wind-eroded sediment. *Canadian Journal of Soil Science*, 86 (3): 545-554. http://dx.doi.org/10.4141/s04-075

Chaplain, V.; Mamy, L.; Vieuble-Gonod, L.; Mougin, C.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Nelieu, S., 2011. *Fate of Pesticides in Soils: Toward an Integrated Approach of Influential Factors*. Rijeka: Intech Europe (*Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits*).

Ciani, A.; Goss, K.U.; Schwarzenbach, R.P., 2005. Light penetration in soil and particulate minerals. *European Journal of Soil Science*, 56 (5): 561-574. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2005.00688.x

Coquet, Y.; Barriuso, E., 2002. Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie*, 22 (4): 389-398. http://dx.doi.org/10.1051/agro:2002017

Coquet, Y.; Coutadeur, C.; Labat, C.; Vachier, P.; van Genuchten, T.; Roger-Estrade, J.; Simunek, J., 2005. Water and solute transport in a cultivated silt loam soil: 1. Field observations. *Vadose Zone Journal*, 4 (3): 573-586. http://dx.doi.org/10.2136/vzj2004.0152

Degrendele, C.; Okonski, K.; Melymuk, L.; Landlova, L.; Kukucka, P.; Audy, O.; Kohoutek, J.; Cupr, P.; Klanova, J., 2016. Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16 (3): 1531-1544. http://dx.doi.org/10.5194/acp-16-1531-2016

Desiante, W.L.; Minas, N.S.; Fenner, K., 2021. Micropollutant biotransformation and bioaccumulation in natural stream biofilms. *Water Research*, 193: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.116846

Dick, R.P., 1997. Soil enzyme activities as integrative indicators of soil health. In: Pankhurst, C.E.; Doube, B.M.; Gupta, V.V.S.R., eds. *Biological indicators of soil health*. Wallingford: CAB international, 121-156.

Fenner, K.; Canonica, S.; Wackett, L.P.; Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science*, 341 (6147): 752-758. http://dx.doi.org/10.1126/science.1236281

FOCUS; Kubiak, R.; Burkle, L.; Cousins, I.; Hourdakis, A.; Jarvis, T.; Jene, B.; Koch, W.; Kreuger, J.; Maier, W.; Millet, M., 2008. *Pesticides in air: considerations for exposure assessment* Report of the FOCUS working group on pesticides in air, EC document reference SANCO/10553/2006 Rev, 327 p. https://esdac.jrc.ec.europa.eu/public_path/projects_data/focus/air/docs/FOCUS_AIR_GROUP_REPORT-FINAL.pdf

Fowler, S.W.; Knauer, G.A., 1986. Role of large particles in the transport of elements and organic-compounds through the oceanic water column. *Progress in Oceanography*, 16 (3): 147-194. http://dx.doi.org/10.1016/0079-6611(86)90032-7

Frank, M.P.; Graebing, P.; Chib, J.S., 2002. Effect of soil moisture and sample depth on pesticide photolysis. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50 (9): 2607-2614. http://dx.doi.org/10.1021/jf0115746

Gaston, L.A.; Locke, M.A., 2000. Acifluorfen sorption, degradation, and mobility in a Mississippi delta soil. *Soil Science Society of America Journal*, 64 (1): 112-121. http://dx.doi.org/10.2136/sssaj2000.641112x

Goncalves, C.; Dimou, A.; Sakkas, V.; Alpendurada, M.F.; Albanis, T.A., 2006. Photolytic degradation of quinalphos in natural waters and on soil matrices under simulated solar irradiation. *Chemosphere*, 64 (8): 1375-1382. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.12.020

Gouy, V.; Dur, J.C.; Calvet, R.; Belamie, R.; Chaplain, V., 1999. Influence of adsorption-desorption phenomena on pesticide run-off from soil using simulated rainfall. *Pesticide Science*, 55 (2): 175-182. http://dx.doi.org/10.1002/ps.2780550210

Guiral, C.; Bedos, C.; Ruelle, B.; Basset-Mens, C.; Douzals, J.; Cellier, P.; Barriuso, E., 2016. *Les émissions de produits phytopharmaceutiques dans l'air. Facteurs d'émissions outils d'estimation des émissions évaluations environnementales et perspectives de recherche. Rapport final projet de recherche Inra-Ademe*. Angers: Ademe, 47 p.

Hamza, M.A.; Anderson, W.K., 2005. Soil compaction in cropping systems - A review of the nature, causes and possible solutions. *Soil & Tillage Research*, 82 (2): 121-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2004.08.009

Helbling, D.E., 2015. Bioremediation of pesticide-contaminated water resources: the challenge of low concentrations. *Current Opinion in Biotechnology*, 33: 142-148. http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2015.02.012

Holvoet, K.M.A.; Seuntjens, P.; Vanrolleghem, P.A., 2007. Monitoring and modeling pesticide fate in surface waters at the catchment scale. *Ecological Modelling*, 209 (1): 53-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.07.030

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Tibi, A.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Caillaud, M.-A.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; de Mareschal, S.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Génermont, S.; Giamberini, L.; Hélias, A.; Jardé, E.; Le Perchec, S.; Lupton, S.; Marron, N.; Ménasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Nguyen, C.; Parnaudeau, V.; Patureau, D.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Savini, I.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguié, C., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Rapport d'expertise scientifique collective*. Paris: INRA-CNRS-Irstea, 930 p.

IMCO/FAO/UNESCO/WMO/IAEA/UN/UNEP Joint group of experts on the scientific aspects of marine pollution (GESAMP), 1980. *Interchange of pollutants between the atmosphere and the oceans*, 64 p.

Konwick, B.J.; Garrison, A.W.; Black, M.C.; Avants, J.K.; Fisk, A.T., 2006. Bioaccumulation, biotransformation, and metabolite formation of fipronil and chiral legacy pesticides in rainbow trout. *Environmental Science & Technology*, 40 (9): 2930-2936. http://dx.doi.org/10.1021/es0600678

Lichiheb, N.; Personne, E.; Bedos, C.; Barriuso, E., 2014. Adaptation of a resistive model to pesticide volatilization from plants at the field scale: Comparison with a dataset. *Atmospheric Environment*, 83: 260-268. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.11.004

Long, X.X.; Niu, J.F., 2007. Estimation of gas-phase reaction rate constants of alkylnaphthalenes with chlorine, hydroxyl and nitrate radicals. *Chemosphere*, 67 (10): 2028-2034. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.021

Mamy, L.; Alletto, L.; Bedos, C.; Benoit, P.; Justes, E.; Lammoglia, S.-K.; Marín-Benito, J.M.; Munier-Jolain, N.; Nicolardot, B.; Pot-Genty, V., 2017. Evaluation et comparaison des impacts sur l'environnement et la santé des pesticides utilisés dans des systèmes de culture conventionnels et innovants: synthèse des résultats du projet ECoPESt. *Innovations Agronomiques*, 59: 149-169.

Mamy, L.; Barriuso, E., 2005. Glyphosate adsorption in soils compared to herbicides replaced with the introduction of glyphosate resistant crops. *Chemosphere*, 61 (6): 844-855. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.051

Mamy, L.; Barriuso, E., 2007. Desorption and time-dependent sorption of herbicides in soils. *European Journal of Soil Science*, 58 (1): 174-187. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2389.2006.00822.x

Mamy, L.; Patureau, D.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Bessac, F.; Louchart, X.; Martin-Laurent, F.; Miege, C.; Benoit, P., 2015. Prediction of the Fate of Organic Compounds in the Environment From Their Molecular Properties: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45 (12): 1277-1377. http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2014.955627

Mamy, L.; Vrignaud, P.; Cheviron, N.; Perreau, F.; Belkacem, M.; Brault, A.; Breuil, S.; Delarue, G.; Petraud, J.P.; Touton, I.; Mougin, C.; Chaplain, V., 2011. No evidence for effect of soil compaction on the degradation and impact of isoproturon. *Environmental Chemistry Letters*, 9 (1): 145-150. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-009-0273-3

Marin-Benito, J.M.; Mamy, L.; Carpio, M.J.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2020. Modelling herbicides mobility in amended soils: Calibration and test of PRZM and MACRO. *Science of the Total Environment*, 717: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137019

Marin-Benito, J.M.; Rodriguez-Cruz, M.S.; Sanchez-Martin, M.J.; Mamy, L., 2015. Modeling fungicides mobility in undisturbed vineyard soil cores unamended and amended with spent mushroom substrates. *Chemosphere*, 134: 408-416. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.103

Mattei, C.; Dupont, J.; Wortham, H.; Quivet, E., 2019. Influence of pesticide concentration on their heterogeneous atmospheric degradation by ozone. *Chemosphere*, 228: 75-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.082

Ndiaye, B.; Molenat, J.; Hallaire, V.; Gascuel, C.; Hamon, Y., 2007. Effects of agricultural practices on hydraulic properties and water movement in soils in Brittany (France). *Soil & Tillage Research*, 93 (2): 251-263. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2006.04.005

Nicodemus, T.J.; DiRusso, C.C.; Wilson, M.; Black, P.N., 2020. Reactive Oxygen Species (ROS) mediated degradation of organophosphate pesticides by the green microalgae Coccomyxa subellipsoidea. *Bioresource Technology Reports*, 11: 100461. http://dx.doi.org/10.1016/j.biteb.2020.100461

Ochoa, V.; Maestroni, B., 2018. Chapter 9 - Pesticides in Water, Soil, and Sediments. In: Maestroni, B.; Cannavan, A., eds. *Integrated Analytical Approaches for Pesticide Management*. Academic Press, 133-147. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-816155-5.00009-9

Pesce, S.; Ferrari, J.; Bonnineau, C.; Casado, C.; Gentil, L.A.P.; Bouchez, A.; Cheviron, N.; Coquery, M.; Dabrin, A.; Daouk, S., 2019. Recommandations d'un collectif franco-suisse d'experts pour une meilleure évaluation de la qualité écotoxicologique des sédiments par l'étude des communautés benthiques. *Sciences Eaux & Territoires*, 55 (HS): 9. http://dx.doi.org/10.14758/set-revue.2019.hs.04

Pesce, S.; Martin-Laurent, F.; Rouard, N.; Montuelle, B., 2009. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Management Science*, 65 (6): 651-657. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1729

Rhoton, F.E.; Shipitalo, M.J.; Lindbo, D.L., 2002. Runoff and soil loss from midwestern and southeastern US silt loam soils as affected by tillage practice and soil organic matter content. *Soil & Tillage Research*, 66 (1): 1-11. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(02)00005-3

Richard, G.; Boizard, H.; Roger-Estrade, J.; Boiffin, J.; Guerif, J., 1999. Field study of soil compaction due to traffic in northern France: pore space and morphological analysis of the compacted zones. *Soil & Tillage Research*, 51 (1-2): 151-160. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-1987(99)00058-6

Roy, C.; Gaillardon, P.; Montfort, F., 2000. The effect of soil moisture content on the sorption of five sterol biosynthesis inhibiting fungicides as a function of their physicochemical properties. *Pest Management Science*, 56 (9): 795-803. http://dx.doi.org/10.1002/1526-4998(200009)56:9<795::aid-ps193>3.0.co;2-y

Socorro, J.; Durand, A.; Temime-Roussel, B.; Gligorovski, S.; Wortham, H.; Quivet, E., 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Scientific Reports*, 6: 7. http://dx.doi.org/10.1038/srep33456

Tao, S.; Lu, X.X., 1999. Estimation of organic carbon normalized sorption coefficient (Koc) for soils by topological indices and polarity factors'. *Chemosphere*, 39 (12): 2019-2034. http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(99)00091-0

ten Hulscher, T.E.M.; Cornelissen, G., 1996. Effect of temperature on sorption equilibrium and sorption kinetics of organic micropollutants - A review. *Chemosphere*, 32 (4): 609-626. http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(95)00345-2

Thomas, K.A.; Hand, L.H., 2011. Assessing the potential for algae and macrophytes to degrade crop protection products in aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (3): 622-631. http://dx.doi.org/10.1002/etc.412

Todey, S.A.; Fallon, A.M.; Arnold, W.A., 2018. Neonicotinoid insecticide hydrolysis and photolysis: Rates and residual toxicity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (11): 2797-2809. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4256

Trinh, S.B.; Hiscock, K.M.; Reid, B.J., 2012. Mechanistic insights into the role of river sediment in the attenuation of the herbicide isoproturon. *Environmental Pollution*, 170: 95-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.05.026

van den Berg, F.; Kubiak, R.; Benjey, W.G.; Majewski, M.S.; Yates, S.R.; Reeves, G.L.; Smelt, J.H.; van der Linden, A.M.A., 1999. Emission of pesticides into the air. *Water Air and Soil Pollution*, 115 (1-4): 195-218. http://dx.doi.org/10.1023/a:1005234329622

Vandermaesen, J.; Horemans, B.; Bers, K.; Vandermeeren, P.; Herrmann, S.; Sekhar, A.; Seuntjens, P.; Springael, D., 2016. Application of biodegradation in mitigating and remediating pesticide contamination of freshwater resources: state of the art and challenges for optimization. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100 (17): 7361-7376. http://dx.doi.org/10.1007/s00253-016-7709-z

Vieuble-Gonod, L.; Chenu, C.; Soulas, G., 2003. Spatial variability of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) mineralisation potential at a millimetre scale in soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (3): 373-382. http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(02)00287-0

Warren, N.; Allan, I.J.; Carter, J.E.; House, W.A.; Parker, A., 2003. Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments - a review. *Applied Geochemistry*, 18 (2): 159-194. http://dx.doi.org/10.1016/s0883-2927(02)00159-2

2. Emergence et développement de l'approche par les services écosystémiques pour l'évaluation du risque des PPP : concept, avantages et limites

Auteur : Stéphane Pesce

2.1. Emergence et développement du concept de services écosystémiques

La notion de services écosystémiques est apparue dans les années 1970. Elle a d'abord été utilisée par les économistes pour conceptualiser le lien entre les fonctions de la Nature et les bénéfices que la société en retire. Schumacher (1973) a été le premier auteur à y faire référence, en parlant de « capital naturel ». Le terme services écosystémiques n'est réellement apparu que quelques années plus tard (voir par exemple Westman (1977) ; Ehrlich et Ehrlich (1981). Par la suite, des travaux majeurs comme ceux de Daily *et al*. (1997) ou de Costanza *et al*. (1997) ont permis de donner une dimension multidisciplinaire à cette notion, en proposant les définitions suivantes :

- « *les conditions et les processus à travers lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui en font partie, soutiennent et alimentent la vie humaine* » (Daily *et al.*, 1997) ;
- « *les avantages que les populations humaines tirent, directement ou indirectement, des fonctions des écosystèmes* » (Costanza *et al.*, 1997).

S'appuyant sur ces premières définitions, la notion de services écosystémiques est alors devenue un concept en plein essor. Cela a conduit les Nations Unies à coordonner plusieurs initiatives d'envergure, telles que l'évaluation des écosystèmes pour le Millénaire ((Millennium Ecosystem Assessment, 2005), 2000-2005), l'économie des écosystèmes et de la biodiversité ((The Economics of Ecosystems and Biodiversity et Kumar, 2010.), 2007-2011), ou le groupe intergouvernemental sur la biodiversité et les services écosystémiques (« Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services », IPBES (Diaz *et al.*, 2015), 2012-aujourd'hui). Les principaux objectifs de ces initiatives successives étaient respectivement de consolider le cadre conceptuel de la notion de service écosystémique (MEA), d'estimer la valeur de ces services écosystémiques en termes économiques (TEEB), et de créer, sur cette base, une interface entre l'expertise scientifique et les gouvernements sur les questions traitant de la biodiversité et des services écosystémiques, de manière à mettre en œuvre les stratégies nécessaires pour leur conservation et gestion durable (IPBES).

S'inscrivant dans le mouvement stratégique et opérationnel initié dans le cadre de l'IPBES, à l'échelle mondiale, et du programme de cartographie et évaluation des écosystèmes et de leurs services (« Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services », MAES), à l'échelle européenne, la France a initié en 2012, l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE)[1]. L'EFESE regroupe ainsi un ensemble de travaux d'évaluation portant sur les écosystèmes et leurs services à différentes échelles, afin notamment de fournir un appui à la Stratégie nationale pour la biodiversité et contribuer à l'atteinte des objectifs de développement durable.

2.2. Cadre conceptuel retenu dans le cadre de cette ESCO concernant les services écosystémiques

Depuis Daily *et al*. (1997) et Costanza *et al*. (1997), différentes définitions ont été données aux services écosystémiques (e.g. Boyd et Banzhaf (2007) ; Fisher *et al*. (2009) ; Díaz *et al*. (2015)). S'appuyant sur ce cadre

[1] https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/levaluation-francaise-des-ecosystemes-et-des-services-ecosystemiques [Consulté le 15/04/2021].

scientifique, l'EFESE a d'abord définit les biens et services écosystémiques comme « des avantages socio-économiques retirés par l'homme de son utilisation durable des fonctions écologiques des écosystèmes » (Ministère de l'Environnement de l'Energie et de la Mer et Commissariat général au Développement Durable, 2016). Cette définition a ensuite été approfondie dans le cadre de l'évaluation des services rendus par les écosystèmes agricoles (Tibi et Therond, 2017) afin de mieux préciser la distinction entre fonctions écologiques, services écosystémiques, et avantages tirés du service écosystémique par un ou différents acteurs, sous forme monétaire ou non monétaire (Figure). Cette distinction est importante car différentes fonctions écologiques peuvent constituer la fourniture d'un service écosystémique (et une fonction peut contribuer à plusieurs services).

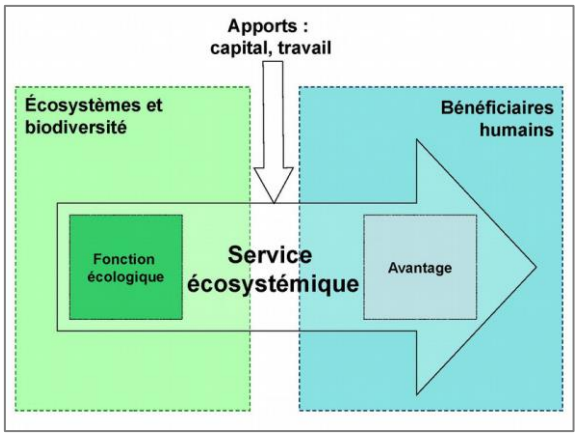


Figure 3-4. Illustration des éléments constitutifs d'un service écosystémique selon le cadre conceptuel de l'EFESE, d'après EFESE (Ministère de l'Environnement de l'Energie et de la Mer et Commissariat général au Développement Durable, 2016).

C'est ce cadre conceptuel qui a été retenu dans le cadre de la présente expertise collective, en s'appuyant sur la dernière version de la classification internationale commune des services écosystémiques (« Common International Classification for Ecosystem Services » – CICES, version 5.1 ; Haines-Young et Potschin (2018)).

2.3. Prise en considération des services écosystémiques pour l'évaluation des risques et effets des PPP

2.3.1. Une volonté européenne portée par l'EFSA

Dès la fin du XX^{e} siècle, Cairns et Niederlehner (1994) ont souligné l'importance de mettre en avant la notion de service écosystémique pour évaluer les risques et effets des contaminants chimiques et communiquer à ce sujet auprès des gestionnaires et du grand public, afin notamment d'éclairer la prise de décision. S'appuyant sur les travaux développés dans le cadre du MEA, *l'European Food Safety Agency* (EFSA) (par l'intermédiaire de son groupe d'experts en charge de la problématique des PPP et de leurs résidus) a publié en 2010 des recommandations pour la prise en compte des services écosystémiques dans la définition des objectifs de protection spécifiques dans le cadre de la législation européenne concernant les PPP (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010). Ce travail a ensuite servi de base pour l'élaboration de lignes directrices visant à mieux protéger la biodiversité et les services écosystémiques des effets néfastes des PPP ou d'autres contaminants (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013 ; EFSA Scientific Committee, 2016).

2.3.2. Avantages et limites

Dans la lignée des travaux menés par l'EFSA, de nombreux articles scientifiques ont été publiés au cours de la dernière décennie pour vanter les avantages de la prise en considération des services écosystémiques pour l'évaluation des risques et effets des contaminants chimiques (ex. Forbes et Calow (2013) ; Maltby (2013). Certains

auteurs ont notamment mis en avant le fait que l'entrée par les services écosystémiques pouvait être vue comme particulièrement pertinente pour l'évaluation des risques environnementaux des PPP, en ce qu'elle permettrait d'évaluer le rapport entre, d'un côté, les avantages fournis par l'utilisation des PPP et, de l'autre, le coût environnemental résultant de la contamination engendrée par cette utilisation (Nienstedt *et al.*, 2012 ; Brown *et al.*, 2017).

De manière générale, il existe ainsi un courant de pensée qui considère que l'approche par les services écosystémiques dans la définition et la mise en œuvre des procédures d'évaluation des risques environnementaux représente la meilleure stratégie pour renforcer la dimension écologique de la réglementation à ce sujet, en mettant en avant les bénéfices liés à la protection de la nature (ex. Munns *et al*. (2017) ; Faber *et al*. (2019).

Au sein même de ce courant de pensée, il existe un consensus pour admettre que l'application de cette approche dans le cadre de la règlementation autour des PPP se heurte encore à de nombreux défis scientifiques et méthodologiques (ex. Arts *et al*. (2015) ; Malby *et al*. (2018)). Ces principaux défis scientifiques sont récapitulés dans un article scientifique en cours de rédaction, dont une première version, vouée à être complétée à l'issue de l'exercice afin d'y intégrer des conclusions de l'ESCo, est présentée dans la section suivante.

Par ailleurs, une partie de la communauté scientifique s'interroge encore sur le bien-fondé des approches centrées exclusivement sur la notion de services écosystémiques ou de manière plus large sur la notion de « contribution de la nature à l'homme », associée parfois à une vision simpliste d'utilitarisme environnemental (Muradian et Gomez-Baggethun, 2021). Ce questionnement, qui illustre l'opposition parfois existante entre protection de la nature pour son propre bien versus celui des humains (Chan *et al.*, 2016), est en phase avec le cadre conceptuel de l'IPBES, qui reconnait la valeur intrinsèque de la nature (Figure 3-5 ; Diaz *et al*. (2015)).

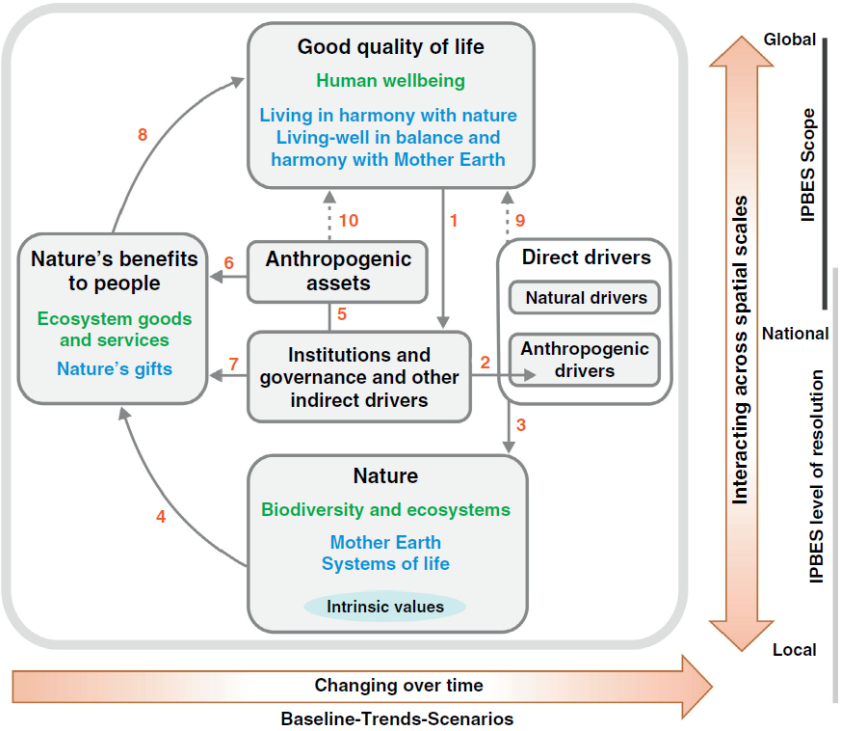


Figure 3-5. Schéma conceptuel simplifié adopté par l'IPBES (Diaz *et al.*, 2015)

La saisine de cette expertise collective porte sur la biodiversité et les services écosystémiques. Dans ce contexte, il a été décidé de prendre en considération la biodiversité dans toutes ses dimensions, incluant la dimension fonctionnelle à travers les notions de processus écologiques et de fonctions écosystémiques.

Pour ce faire, il nous est apparu nécessaire d'élaborer un référentiel commun de travail, incluant une définition consensuelle de la biodiversité, des processus écologiques et des fonctions écosystémiques ainsi qu'une

classification des groupes de fonctions écosystémiques pouvant être potentiellement impactées par les PPP. L'ensemble de ce travail d'élaboration du référentiel commun est décrit dans le projet d'article mentionné ci-dessus, dont une première version est disponible dans la section 3. En complément, et pour faciliter la lecture et la compréhension du rapport, sont présentées ci-dessous (section 3.2.4) les principales définitions adoptées par le collectif (section 3.2.4.1), le schéma conceptuel proposé pour caractériser les effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions des écosystèmes à travers leurs interrelations (section 3.2.4.2), ainsi que la classification élaborée pour définir les différentes fonctions écosystémiques pouvant être potentiellement impactées par les PPP (section 3.2.4.3). Enfin, nous présenterons de manière synthétique les principales conclusions de l'article (section 3.2.5), en incluant également une analyse de la perception par les experts des liens entre ces différentes fonctions écosystémiques et les groupes de services écosystémiques proposés par le cadre CICES (version 5.1 ; Haines-Young et Potschin (2018)). Cette analyse a permis d'établir le constat qu'il était encore difficile à ce jour de relier les services écosystémiques aux fonctions écosystémiques qui y contribuent.

2.4. Présentation synthétique du référentiel commun élaboré par le collectif d'expert concernant la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques

2.4.1. Définitions de la biodiversité, des processus écologiques et des fonctions écosystémiques

S'appuyant sur la littérature, les définitions suivantes ont été adoptées :

- Biodiversité : sur la base de la définition proposée dans le cadre de la Convention sur la diversité biologique (*Convention on Biological Diversity* ; United Nations (1992)), la biodiversité « désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine et comprend la diversité au sein des espèces, entre espèces ainsi que celle des écosystèmes ». Cette définition inclut la composition, la structure et la variété d'espèces ou d'habitats spécifiques, l'abondance et la biomasse des espèces, leurs traits fonctionnels, ainsi que leur composition et leur identité génétiques (Marselle *et al.*, 2021) ;
- Processus écologiques : ce sont des activités qui résultent des interactions entre les organismes et entre les organismes et leur environnement (Martinez, 1996)) ;
- Fonctions écosystémiques : elles représentent la combinaison de l'ensemble des processus écologiques qui se produisent dans un écosystème et qui peuvent ou non contribuer aux services écosystémiques (Lovett *et al.*, 2003 ; Garland *et al.*, 2021).

2.4.2. Schéma conceptuel des effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations

La Figure 3-6 décrit un schéma conceptuel des effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations en s'appuyant sur les connaissances décrites dans la littérature (voir publications citées dans cet article).

Premièrement, elle met en lumière le fait que les effets directs des PPP sur la biodiversité (intraspécifique, interspécifique et fonctionnelle), dépendent de l'utilisation, du devenir et de la biodisponibilité des PPP dans l'environnement et de l'exposition des organismes qui en résulte. Outre la toxicité des PPP, ces effets sur la biodiversité dépendent aussi, entre autres, de la distribution des niveaux de sensibilité des différentes espèces au sein des communautés exposées et de leurs capacités d'adaptation (acclimatation, tolérance, résistance, résilience, récupération) qui s'étendent sur diverses échelles biologiques (populations, communautés) et temporelles (adaptation physiologique rapide et réversible par la plasticité développementale et phénotypique vs adaptation à plus long terme par des processus évolutifs sélectifs).

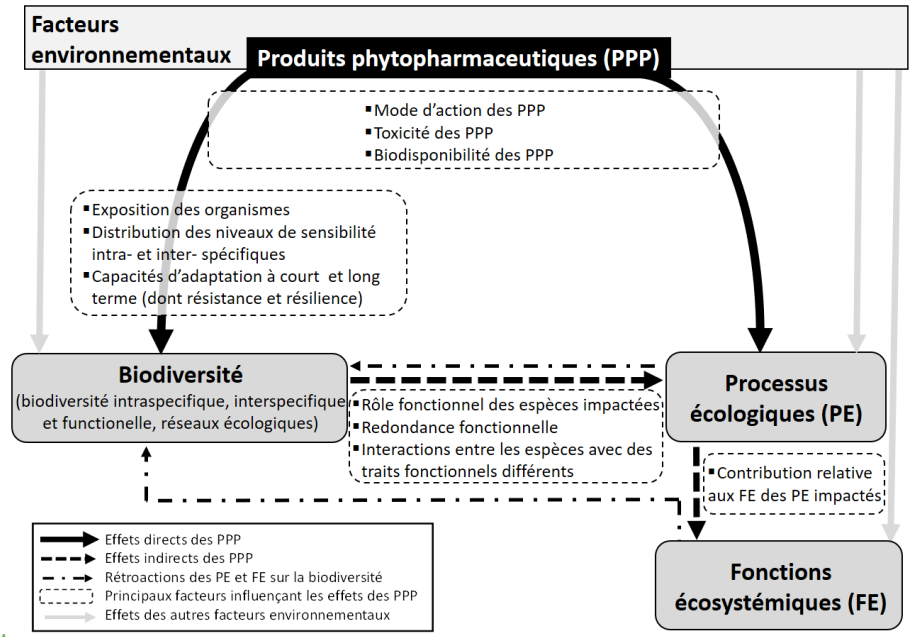


Figure 3-6. Représentation conceptuelle produite par l'ESCo des effets attendus des PPP sur la biodiversité, les processus écologiques et les fonctions écosystémiques à travers leurs interrelations.

En complément, les effets toxiques peuvent également avoir des conséquences indirectes sur la biodiversité en modifiant les interactions entre organismes au sein et entre les niveaux trophiques.

L'ensemble des effets directs et indirects des PPP sur la biodiversité influencent les processus écologiques, qui dépendent principalement du rôle fonctionnel des espèces impactées et du degré de redondance fonctionnelle entre les espèces.

Par ailleurs, la plupart des PPP sont conçus pour cibler spécifiquement des groupes biologiques qui contribuent directement à certains processus écologiques. Les herbicides inhibiteurs du photosystème (comme les triazines et les phénylurées) sont de bons exemples de PPP qui affectent directement la photosynthèse et la production primaire (Black, 2018). Ces effets fonctionnels ciblés peuvent fortement influencer les relations biodiversité-fonctionnement des écosystèmes par le biais de mécanismes de rétroaction depuis les processus écologiques et les fonctions des écosystèmes vers la biodiversité. Ces rétroactions sont peu étudiées et restent relativement méconnues (Duncan *et al.*, 2015 ; Grace *et al.*, 2016 ; Qiu *et al.*, 2018 ; van der Plas, 2019).

Enfin, pour transposer les réponses observées sur les processus écologiques à l'échelle des fonctions écosystémiques (peu considérée dans les études concernant les impacts des PPP), il est nécessaire de tenir compte de l'importance relative des différents processus écologiques qui soutiennent ces fonctions.

2.4.3. Définition et classification des fonctions écosystémiques potentiellement impactées par le PPP

Dans leur méta-analyse approfondie de 268 études traitant de la multifonctionnalité des écosystèmes, Garland *et al.* (2021) ont constaté un manque d'harmonisation de la terminologie et des concepts sous-jacents utilisés pour définir les fonctions écosystémiques. Ces incohérences sémantiques engendrent souvent une utilisation redondante, ambiguë et imprécise (voire controversée) de certains termes. Pour résoudre ce problème, nous avons proposé dans le cadre de l'ESCo une classification basée sur 12 catégories principales de fonctions écosystémiques qui peuvent être directement liées aux processus écologiques utilisés comme paramètres fonctionnels dans l'évaluation des impacts des PPP dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (Tableau 3-1). Cette nouvelle classification s'inspire principalement de celle publiée par De Groot *et al.* (2002) et revisitée par Pettorelli *et al.* (2018).

Tableau 3-1. Classification proposée dans le cadre de l'ESCo des fonctions écosystémiques potentiellement touchées par les PPP et liste illustrative (non exhaustive) des paramètres fonctionnels connexes employés en écotoxicologie (traduit de Pesce *et al*. (2022) et adapté de De Groot *et al*. (2002) et Pettorelli *et al*. (2018)).

	Fonctions écosystémiques	Définitions	Exemples de paramètres fonctionnels utilisés en écotoxicologie
F1	Régulation des échanges gazeux	Production et consommation de gaz et régulation des échanges gazeux entre les différents compartiments de l'environnement	Photosynthèse, respiration, méthanogénèse, dénitrification, fixation de l'azote, évapotranspiration
F2	Dissipation des contaminants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Filtration, tampon, séquestration et dégradation des contaminants et déchets chimiques et biologiques	Potentiel de biodégradation et de phytodégradation, activités enzymatiques potentielles, production d'exopolysaccharides
F3	Résistance aux perturbations	Atténuation des perturbations environnementales (canicules, incendies, tempêtes, inondations, coulées de boue, avalanches) et anthropiques (pollution) et capacité à y résister	Biomasse de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires), biomasse des structures biologiques aquatiques (par exemple, récifs coralliens, herbiers marins, végétation de mangrove), production de pigments, production d'exopolysaccharides et de mucilages
F4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments	Rétention et stockage de l'eau dans le sol et les sédiments pour préserver les ressources en eau douce	Bioturbation des sols et des sédiments, production d'exopolysaccharides et de mucilages, architecture des racines
F5	Régulation des flux d'eau	Régulation du ruissellement et des rejets d'eaux	Bioturbation des sols et des sédiments, production d'exopolysaccharides et de mucilages, architecture des racines
F6	Albédo	Modulation par la végétation du pouvoir réfléchissant des surfaces	Biomasse et couverture végétale, biomasse des macroalgues et du phytoplancton, production de pigments
F7	Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Production et dispersion de la biomasse et de la matière organique qui peuvent servir de sources d'énergie dans les réseaux trophiques	Production primaire, production secondaire
F8	Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Décomposition de la matière organique ; transport, stockage et recyclage des nutriments	Méthanogénèse, nitrification, dénitrification, activités enzymatiques, décomposition de la matière organique particulaire
F9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments	Rôle du biote dans la formation et le maintien de la structure des sol et des sédiments (y compris sur les rivages et les côtes)	Bioturbation des sols et des sédiments, biomasse de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires et mucilage), biomasse aquatique (par exemple, récifs coralliens, herbiers marins, végétation de mangrove), production de filaments microbiens et d'exopolysaccharides
F10	Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Rôle du biote dans l'émission et le déplacement des propagules (y compris les gamètes floraux et les graines, les spores aquatiques dont marines, les œufs et les larves)	Reproduction sexuée (par exemple, pollinisation) et végétative des plantes, production de spores (dont akinètes), transport de propagules par des organismes terrestres et aquatiques
F11	Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture et préservation de la biodiversité et des interactions au sein des communautés biotiques pour maintenir le fonctionnement de l'écosystème, contenir l'impact des épidémies/efflorescence (ex. en contrôlant les populations de ravageurs et de vecteurs de maladies potentiels), assurer la production et l'utilisation de matériaux naturels (i.e. les ressources biologiques et génétiques) qui peuvent être utilisés par les organismes pour leur santé, et contribuer à une diversité auto-entretenue d'organismes développés au cours de l'évolution (et capables de continuer à changer)	Dynamique des populations et des communautés, interactions trophiques, concurrence, facilitation, parasitisme, symbiose, potentiel génétique, production de nutriments, d'hormones et de biocides
F12	Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture d'un espace vital approprié aux communautés biologiques sauvages et aux espèces individuelles. Elle comprend également la fourniture d'espaces appropriés pour la reproduction et la nurserie ainsi que des refuges et des corridors au sein et entre les écosystèmes naturels et semi-naturels (connectivité)	Bioturbation des sols et des sédiments, biomasse de la végétation terrestre en surface (couverture) et souterraine (systèmes racinaires et mucilage), structures biogéniques terrestres et aquatiques

2.5. Constat de l'ESCo concernant la difficulté de relier les services écosystémiques aux fonctions écosystémiques qui y contribuent

Nous avons réalisé dans le cadre de l'ESCo une analyse de la perception des liens possibles (directs et indirects) entre les fonctions écosystémiques potentiellement impactées par le PPP (selon la classification décrite ci-dessus dans le Tableau 3-1) et les groupes de services écosystémiques biotiques et abiotiques définis dans le cadre de la classification CICES (version 5.1 ; Haines-Young et Potschin (2018). Cette analyse s'est basée sur une enquête réalisée auprès d'un panel de 17 experts de l'ESCo couvrant un large éventail de disciplines associées aux sciences environnementales (chimie environnementale, agronomie, écotoxicologie terrestre et aquatique dont écotoxicologie microbienne, écologie et évolution, et modélisation du devenir et des effets chimiques).

Sur la base de leurs connaissances et expérience, il a ainsi été demandé à chacun de ces experts d'exprimer leur perception des liens entre les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques. Pour chacune des 218 combinaisons de groupes de fonctions écosystémiques (n=12) et de groupes de services écosystémiques (n=18), il a été demandé de choisir une des réponses suivantes : i) lien direct, ii) lien indirect, iii) aucun lien, ou iv) aucune opinion (sans prendre en considération le fait que ces relations pouvaient être soit positives soit négatives).

Les résultats de cette analyse sont détaillés et discutés dans l'article (cf. section 3). De manière synthétique, il en ressort que potentiellement tous les groupes de services écosystémiques s'appuient sur l'ensemble des groupes de fonctions tels que définis dans l'ESCo (Tableau 3-1). En particulier, une majorité au sein du panel considère que 95% des combinaisons concernant les services d'approvisionnement et les services de régulation et de maintenance sont caractérisées par des liens directs et indirects avec les différentes catégories de fonctions des écosystèmes proposées (c'est moins le cas pour les services culturels, pour la plupart desquels les experts ont eu du mal à exprimer une opinion).

Cependant, la perception des liens reste très « expert-dépendante » puisqu'un consensus général (i.e. une réponse identique parmi les experts) n'a été observé que dans très peu de cas (n=9, <5% du nombre total de combinaisons). Dans ces rares cas, celui-ci était toujours en faveur de l'existence de liens directs.

Cette forte variabilité inter-experts illustre bien que, s'il est possible d'établir des relations potentielles entre les fonctions écosystémiques et les services écosystémiques, l'identification de ces relations reste peu aisée. Des efforts supplémentaires sont donc nécessaires pour clarifier leur nature, directe ou indirecte. De plus, la perception générale montre que ces relations sont principalement profilées par groupe de services plutôt que par groupe de fonctions.

En termes de prévention des risques ou mise en place de mesures de gestion, cela implique que la hiérarchisation de services écosystémiques particuliers ne conduirait en aucun cas à hiérarchiser des fonctions écosystémiques particulières, étant donné que chaque service s'appuie sur un ensemble de fonctions et que chaque fonction a des conséquences sur un ensemble de services.

Références bibliographiques de la section 2

Arts, G.; Dollinger, M.; Kohlschmid, E.; Maltby, L.; Ochoa-Acuna, H.; Poulsen, V., 2015. An ecosystem services approach to pesticide risk assessment and risk management of non-target terrestrial plants: recommendations from a SETAC Europe workshop. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (3): 2350-2355. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3637-6

Black, C.C., 2018. Effects of herbicides on photosynthesis. In: Duke, S.O., ed. *Weed physiology*. CRC Press, Vol.2, 1-36. http://dx.doi.org/10.1201/9781351077736-1

Boyd, J.; Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3): 616-626. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Brown, A.R.; Whale, G.; Jackson, M.; Marshall, S.; Hamer, M.; Solga, A.; Kabouw, P.; Galay-Burgos, M.; Woods, R.; Nadzialek, S.; Maltby, L., 2017. Toward the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 17-37. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1797

Cairns, J.; Niederlehner, B.R., 1994. ESTIMATING THE EFFECTS OF TOXICANTS ON ECOSYSTEM SERVICES. *Environmental Health Perspectives*, 102 (11): 936-939. <Go to ISI>://WOS:A1994PV43700007

Chan, K.M.A.; Balvanera, P.; Benessaiah, K.; Chapman, M.; Diaz, S.; Gomez-Baggethun, E.; Gould, R.; Hannahs, N.; Jax, K.; Klain, S.; Luck, G.W.; Martin-Lopez, B.; Muraca, B.; Norton, B.; Ott, K.; Pascual, U.; Satterfield, T.; Tadaki, M.; Taggart, J.; Turner, N., 2016. Why protect nature? Rethinking values and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (6): 1462-1465. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1525002113

Costanza, R.; dArge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. http://dx.doi.org/10.1038/387253a0

Daily, G.C.; Postel, S.; Bawa, K.; Kaufman, L.; Peterson, C.H.; Carpenter, S.; Tillman, D.; Dayton, P.; Alexander, S.; Lagerquist, K., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Nature / science. Island Press.

de Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(02)00089-7

Diaz, S.; Demissew, S.; Carabias, J.; Joly, C.; Lonsdale, M.; Ash, N.; Larigauderie, A.; Adhikari, J.R.; Arico, S.; Baldi, A.; Bartuska, A.; Baste, I.A.; Bilgin, A.; Brondizio, E.; Chan, K.M.A.; Figueroa, V.E.; Duraiappah, A.; Fischer, M.; Hill, R.; Koetz, T.; Leadley, P.; Lyver, P.; Mace, G.M.; Martin-Lopez, B.; Okumura, M.; Pacheco, D.; Pascual, U.; Perez, E.S.; Reyers, B.; Roth, E.; Saito, O.; Scholes, R.J.; Sharma, N.; Tallis, H.; Thaman, R.; Watson, R.; Yahara, T.; Hamid, Z.A.; Akosim, C.; Al-Hafedh, Y.; Allahverdiyev, R.; Amankwah, E.; Asah, S.T.; Asfaw, Z.; Bartus, G.; Brooks, L.A.; Caillaux, J.; Dalle, G.; Darnaedi, D.; Driver, A.; Erpul, G.; Escobar-Eyzaguirre, P.; Failler, P.; Fouda, A.M.M.; Fu, B.; Gundimeda, H.; Hashimoto, S.; Homer, F.; Lavorel, S.; Lichtenstein, G.; Mala, W.A.; Mandivenyi, W.; Matczak, P.; Mbizvo, C.; Mehrdadi, M.; Metzger, J.P.; Mikissa, J.B.; Moller, H.; Mooney, H.A.; Mumby, P.; Nagendra, H.; Nesshover, C.; Oteng-Yeboah, A.A.; Pataki, G.; Roue, M.; Rubis, J.; Schultz, M.; Smith, P.; Sumaila, R.; Takeuchi, K.; Thomas, S.; Verma, M.; Yeo-Chang, Y.; Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002

Duncan, C.; Thompson, J.R.; Pettorelli, N., 2015. The quest for a mechanistic understanding of biodiversity-ecosystem services relationships. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1817): 10. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.1348

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010. Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (SANCO/3268/2001 and SANCO/10329/2002). *Efsa Journal*, 8 (10): 1821. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1821

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *Efsa Journal*, 11 (7): 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *Efsa Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Ehrlich, P.; Ehrlich, A., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York: Random House. ed.

Faber, J.H.; Marshall, S.; Van den Brink, P.J.; Maltby, L., 2019. Priorities and opportunities in the application of the ecosystem services concept in risk assessment for chemicals in the environment. *Science of the Total Environment*, 651: 1067-1077. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.209

Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3): 643-653. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Forbes, V.E.; Calow, P., 2013. Use of the ecosystem services concept in ecological risk assessment of chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 269-275. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1368

Garland, G.; Banerjee, S.; Edlinger, A.; Oliveira, E.M.; Herzog, C.; Wittwer, R.; Philippot, L.; Maestre, F.T.; van der Heijden, M.G.A., 2021. A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology*, 109 (2): 600-613. <Go to ISI>://WOS:000579741500001

Grace, J.B.; Anderson, T.M.; Seabloom, E.W.; Borer, E.T.; Adler, P.B.; Harpole, W.S.; Hautier, Y.; Hillebrand, H.; Lind, E.M.; Partel, M.; Bakker, J.D.; Buckley, Y.M.; Crawley, M.J.; Damschen, E.I.; Davies, K.F.; Fay, P.A.; Firn, J.; Gruner, D.S.; Hector, A.; Knops, J.M.H.; MacDougall, A.S.; Melbourne, B.A.; Morgan, J.W.; Orrock, J.L.; Prober, S.M.; Smith, M.D., 2016. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529 (7586): 390-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature16524

Haines-Young, R.; Potschin, M.B., 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. www.cices.eu

Lovett, G.M.; Jones, C.G.; Turner, M.G.; Weathers, K.C., 2003. Ecosystem function in heterogeneous landscapes. *10th Cary Conference*. Inst Ecosyst Studies, Millbrook, NY. Apr 29-May 01. Springer, 1-4. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-24091-8_1

Maltby, L., 2013. ECOSYSTEM SERVICES AND THE PROTECTION, RESTORATION, AND MANAGEMENT OF ECOSYSTEMS EXPOSED TO CHEMICAL STRESSORS. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 974-983. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2212

Maltby, L.; van den Brink, P.J.; Faber, J.H.; Marshall, S., 2018. Advantages and challenges associated with implementing an ecosystem services approach to ecological risk assessment for chemicals. *Science of the Total Environment*, 621: 1342-1351. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.094

Marselle, M.R.; Hartig, T.; Cox, D.T.C.; de Bell, S.; Knapp, S.; Lindley, S.; Triguero-Mas, M.; Bohning-Gaese, K.; Braubach, M.; Cook, P.A.; de Vries, S.; Heintz-Buschart, A.; Hofmann, M.; Irvine, K.N.; Kabisch, N.; Kolek, F.; Kraemer, R.; Markevych, I.; Martens, D.; Muller, R.;

Nieuwenhuijsen, M.; Potts, J.M.; Stadler, J.; Walton, S.; Warber, S.L.; Bonn, A., 2021. Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International*, 150: 22. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2021.106420

Martinez, N.D., 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In: Gaston, K.J., ed. *Biodiversity. A biology of numbers of difference*. Oxdord: Blackwell Science, 114-148.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human wellbeing: Synthesis*. Washington (DC): Island Press, 137 p.

Ministère de l'Environnement de l'Energie et de la Mer; Commissariat général au Développement Durable, 2016. *EFESE : L'essentiel du cadre conceptuel*. Paris: CGDD, Théma, 4 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Th%C3%A9ma%20-%20Efese%20-%20L%E2%80%99essentiel%20du%20cadre%20conceptuel.pdf

Munns, W.R.; Poulsen, V.; Gala, W.R.; Marshall, S.J.; Rea, A.W.; Sorensen, M.T.; von Stackelbergzz, K., 2017. Ecosystem Services in Risk Assessment and Management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 62-73. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1835

Muradian, R.; Gomez-Baggethun, E., 2021. Beyond ecosystem services and nature?s contributions: Is it time to leave utilitarian environmentalism behind? *Ecological Economics*, 185: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2021.107038

Nienstedt, K.M.; Brock, T.C.M.; van Wensem, J.; Montforts, M.; Hart, A.; Aagaard, A.; Alix, A.; Boesten, J.; Bopp, S.K.; Brown, C.; Capri, E.; Forbes, V.; Kopp, H.; Liess, M.; Luttik, R.; Maltby, L.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Hardy, A.R., 2012. Development of a framework based on an ecosystem services approach for deriving specific protection goals for environmental risk assessment of pesticides. *Science of the Total Environment*, 415: 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.057

Pesce, S.; Bérard, A.; Coutellec, M.-A.; Hedde, M.; Langlais-Hesse, A.; Larras, F.; Leenhardt, S.; Mongruel, R.; Munaron, D.; Sabater, S.; Gallai, N., 2022. Linking the effects of plant protection products on biodiversity and ecological processes to potential impairment of ecosystem functions and services—A multidisciplinary conceptual framework. *soumis*. http://dx.doi.org/10.32942/osf.io/46ab5

Pettorelli, N.; Buhne, H.S.T.; Tulloch, A.; Dubois, G.; Macinnis-Ng, C.; Queiros, A.M.; Keith, D.A.; Wegmann, M.; Schrodt, F.; Stellmes, M.; Sonnenschein, R.; Geller, G.N.; Roy, S.; Somers, B.; Murray, N.; Bland, L.; Geijzendorffer, I.; Kerr, J.T.; Broszeit, S.; Leitao, P.J.; Duncan, C.; El Serafy, G.; He, K.S.; Blanchard, J.L.; Lucas, R.; Mairota, P.; Webb, T.J.; Nicholson, E., 2018. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (2): 71-93. http://dx.doi.org/10.1002/rse2.59

Qiu, K.Y.; Xie, Y.Z.; Xu, D.M.; Pott, R., 2018. Ecosystem functions including soil organic carbon, total nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Scientific Reports*, 8: 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-25875-x

Schumacher, E.F., 1973. *Small is Beautiful: Economics as if People Mattered*. London: Blond and Briggs.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Kumar, P., 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. London and Washington: Earthscan.

Tibi, A.; Therond, O., 2017. *Evaluation des services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles. Une contribution au programme EFESE. Synthèse du rapport d'étude*: Inra, 118 p.

United Nations, 1992. *Convention on Biological Diversity*, 30 p. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf

van der Plas, F., 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94 (4): 1220-1245. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12499

Westman, W.E., 1977. How much are natures services worth. *Science*, 197 (4307): 960-964. http://dx.doi.org/10.1126/science.197.4307.960

3. Linking the effects of plant protection products on biodiversity and ecological processes to potential impairment of ecosystem functions and services - A multidisciplinary conceptual framework

Auteurs : Stéphane Pesce (coord.)**, Annette Bérard, Marie-Agnès Coutellec, Mickaël Hedde, Alexandra Langlais-Hesse, Floriane Larras** (chargée de mission)**, Sophie Leenhardt** (cheffe de projet)**, Rémi Mongruel, Dominique Munaron, Sergi Sabater, Nicola Gallai.**

Cette section fait l'objet d'un article scientifique dont la version initiale est présentée ci-après.

3.1. Introduction

Environmental managers and regulators increasingly recognize biodiversity as an important protection goal in environmental risk assessment (EFSA Scientific Committee, 2016) and sustainability programs (Glaser, 2012; Bach *et al.*, 2020; European Commission, 2020; Tickner *et al.*, 2020). In parallel, the concept of ecosystem service (Costanza *et al.*, 1997; Millennium Ecosystem Assessment, 2005; The Economics of Ecosystems and Biodiversity et Kumar, 2010) has progressively gained interest in ecosystem management and risk assessment (e.g. Cairns and Niederlehner (1994); Forbes and Calow (2013); Maltby (2013); Maltby *et al.* (2018); Forbes *et al.* (2017); Faber *et al.* (Faber *et al.*, 2019); Galic *et al.* (Galic *et al.*, 2019)). This is especially true for environmental risk assessments of plant protection products (PPP), which are defined here as synthetic and biobased pesticides (formulated products and active substances) and their transformation products. In 2010, the European Food Safety Authority (EFSA) Panel on PPP and their residues emphasized that the ecosystem service framework was central to setting specific protection goals for this kind of substance (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010). It served as a startpoint to development of EFSA guidances on how to better protect biodiversity and ecosystem services against PPP and other contaminants (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013; EFSA Scientific Committee, 2016). Based on these works and guidances, various scientific experts from academia, regulatory authorities and the chemical industry evaluated the advantages, limitations and shortcomings of the ecosystem service framework regarding current practices in environmental risk assessment and environmental monitoring (Box 1 and references therein; Van Wensem and Maltby (2013); Arts *et al.* (2015); Devos *et al.* (2015); Van Wensem *et al.* (2017), 2017).

The ecosystem service framework in pivotal to environmental risk assessment an integral to regulatory decision-making and the ecological relevance of environmental protection goals (Cairns and Niederlehner (1994), Forbes and Calow (2013); Brown *et al.* (2017); Munns *et al.* (2017); Maltby *et al.* (2018)). Effective implementation of an ecosystem service-based environmental risk assessment of PPP should help to protect and restore biodiversity and ecosystems against their direct and indirect adverse effects (Maltby, 2013). In this context, the ecosystem services approach has the potential to explicitly address the trade-off between social benefits and environmental losses from the use of PPP on ecosystems, such a trade-off being still under-researched (Nienstedt *et al.*, 2012; Brown *et al.*, 2017).

Indeed, effective implementation of an ecosystem service-based environmental risk assessment is bottlenecked by a number of scientific and technical challenges (Box 1), including the development of quantifiable indicators and relevant endpoints to evaluate the effects of PPP on ecosystem services (Faber et van Wensem, 2012; 2019). Not alien to this lack of implementation is the current lack of connection between ecotoxicological endpoints for risk assessment and the potential consequences of PPP on ecosystem services (Forbes *et al.*, 2017).

This lack of connection undermines the contribution of many available ecotoxicological studies to the assessment and prediction of the impact of PPP on ecosystem services. Published works in the peer-reviewed literature are generally not designed to inform environmental risk assessment in a regulatory context, but they do provide basic

knowledge for decision-makers and policy-makers (Ruden *et al.*, 2017; van der Hel et Biermann, 2017). This knowledge can serve to identify ecosystem services that are potentially threatened by PPP (EFSA Scientific Committee, 2016; Brown *et al.*, 2017).

Box 1. *Non-exhaustive list of identified challenges that need to be resolved to implement the ecosystem service framework in environmental risk assessments of PPP.*

- Definition of reference values for ecosystem services (Faber *et al.*, 2019)
- Definition of acceptable vs unacceptable levels (i.e. magnitude) of PPP effects (Brown *et al.*, 2017)
- Definition of clear and quantifiable protection goals and restoration targets for ecosystem service management (Maltby, 2013)
- Identification of key drivers of ecosystem services, and taxa/communities accounting for them (Nienstedt *et al.*, 2012)
- Development of quantifiable indicators and relevant endpoints to evaluate the effects of PPP on ecosystem services (Faber et van Wensem, 2012; Faber *et al.*, 2019)
- Consideration of trade-offs between ecosystem services, and possible antagonistic interactions of PPP with different services (Galic *et al.*, 2012)
- Development and implementation of applicable strategies and procedures to address site-specific risk assessment (Forbes et Calow, 2013)
- Development and implementation of applicable strategies and procedures to transpose environmental risk assessment to landscape scales (Maltby *et al.*, 2018)

Stakeholders and policy-makers are increasingly demanding critical and intelligible recommendations on the possible effects of PPP on biodiversity and ecosystem services. The French Ministries for Environment, Agriculture and Research recently commissioned a collective scientific assessment (CSA) to deliver this goal (Pesce *et al.*, 2021). This CSA concerns the terrestrial–freshwater–marine continuum and enlisted input from a panel of 46 experts in various research domains. This expert panel decided to build a conceptual framework to help link current and future knowledge on ecotoxicological effects of PPP on biodiversity and ecological processes to any possible impairment of ecosystem functions and services, which was seen as an essential step to bridge the gaps between ecotoxicological endpoints and ecosystem services (Forbes *et al.*, 2017).

Here we describe the steps necessary to construct this framework, which starts by defining the four interlinked levels at which PPP have potential effects (biodiversity, ecological processes, ecosystem functions, and ecosystem services; Box 2 and Table 3-3; Banerjee *et al.* (2013); Balvanera *et al.* (2014). We first analyze the literature on the relationship between biodiversity, ecological processes and ecosystem functions in order to propose a conceptual scheme that is specifically applicable to PPP (section 3.2).

Box 2. *Adopted definitions of biodiversity, ecological processes, and ecosystem functions (ecosystem services are defined in Table 3-3)*

Biodiversity follows the Convention on Biological Diversity's definition (United Nations, 1992). As such, biodiversity is "the variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems". This definition includes the composition, structure and variety of specific species or habitats, the abundance and biomass of species, their functional traits, and their genetic composition and identity (Marselle *et al.*, 2021).

Ecological processes are activities that result from interactions among organisms and between organisms and their environment (Martinez, 1996).

Ecosystem functions are the set of ecological processes occurring within an ecosystem that may or may not contribute to ecosystem services (Lovett *et al.* (2005) and Garland *et al.* (2021)).

The relationship between biodiversity and ecosystem functions has been extensively explored in the ecology of 'natural' or 'weakly anthropized' ecosystems (van der Plas, 2019) but its intersection with ecotoxicological pressure has been under-researched (Rumschlag *et al.*, 2020). Functional endpoints used in ecotoxicological studies tend to refer to ecological processes rather than to ecosystem functions. Here we propose a definition and classification

of ecosystem functions that are potentially impacted by PPP (section 3.3) in an effort to address the current inconsistencies (e.g. Costanza *et al.* (1997); De Groot *et al.* (2002); Pettorelli *et al.* (2018); Armoškaitė *et al.* (2020); Garland *et al.* (Garland *et al.*, 2021). We then evaluate the potential links between ecosystem functions and ecosystem services, based on the opinion of a sub-panel of experts (n=17; section 3.4). From there, we go on to build a framework connecting the effects of PPP on biodiversity, ecological processes and ecosystem functions and, ultimately, the allied ecosystem services. The framework is illustrated using terrestrial microalgae and cyanobacteria (section 3.5) as model organisms involved in several ecosystem functions (Crouzet et Bérard, 2017; Abinandan *et al.*, 2019; Canton *et al.*, 2020; Poveda, 2021). We anticipate this approach as a startpoint to investigate how PPP affect ecosystems. It will provide important insights to help better protect (or restore) biodiversity and ecosystem functions and services against the direct and indirect adverse effects of these contaminants along the terrestrial–freshwater–marine continuum.

3.2. Conceptual relationships between biodiversity, ecological processes and ecosystem functions under PPP-induced pressure

3.2.1. Biodiversity indices

The definition of biodiversity (Box 2) implies a complex interplay of taxonomic, genetic and functional components. This complexity has led to the development of a large and diversified set of indices and metrics, the full description of which is evidently outside of scope of the present article. However, we do provide a very brief overview of these tools and their evolution, together with seminal references for further reading. Traditional indices of taxonomic diversity are based on generalized entropy and reflect the structure and composition of a community at a given time or site (e.g. species richness, relative abundance, evenness; Legendre and Legendre (Legendre et Legendre, 2012). Indices of functional diversity mostly rely on functional types, trait measurements (functional attributes), distance metrics and/or grouping algorithms (Petchey *et al.*, 2009). Like for taxonomy, these indices inform on community diversity, evenness and divergence (Mason *et al.*, 2005). Genetic biodiversity can be described using phylogenetic metrics (Winter *et al.*, 2013) and population genetics indices (Hartl et Clark, 1997). Note that each type of diversity can be estimated at various scales from local (alpha diversity) up to regional (gamma diversity), as well as in terms of dissimilarity (beta diversity). This kind of partitioning was originally focused on species diversity (Whittaker, 1960) but is now also applied to phylogenetic and functional diversity, and recent developments use unifying concepts to measure species, phylogenetic and functional diversities at various scales (Swenson *et al.*, 2012; Chao *et al.*, 2014; Gaggiotti *et al.*, 2018).

3.2.2. Biodiversity and ecosystem functioning

Assessment of the relationships between biodiversity and ecosystem functioning has been one of the most active fields in ecological research (e.g. Schulze and Mooney (Schulze et Mooney, 2012); Balvanera *et al.* (2006), 2006; Cardinale *et al.* (2006); Loreau (2010); Tilman *et al.* (2014); Eisenhauer *et al.* (2019); van der Plas (2019)). At present, there is a broad consensus that the dynamics of biodiversity are not entirely governed by random processes. At community level, assembly rules, structure and diversity all result from the combined effects of ecological drift and deterministic processes (Tilman, 2004; Hubbell, 2011; De Meester *et al.*, 2016; Svensson *et al.*, 2018). Likewise, at species level, population eco-evolutionary dynamics are shaped by both random (genetic drift) and non-random (selection mode and intensity, mutation rate, mating system) processes (see Hartl and Clark (1997)). Environmental deterioration, such as that caused by chemical contamination (including PPP), can drive a population to decline to extinction (maladaptation) or conversely to recover through plasticity, dispersion, or rapid evolutionary adaptation (e.g. antibiotic and pesticide resistance, which are two typical cases of evolutionary rescue; Bell (2017). Therefore, whatever the level of investigation, non-random (deterministic) factors and processes need to be explicitly addressed in the empirical testing of theoretical hypotheses related to the dynamics of biodiversity under environmental change.

Accordingly, propelled by findings and lessons from a decade of intensive fundamental research, a new generation of research on biodiversity and ecosystem functioning emerged (Naeem *et al.*, 2009) that was characterized by more functional approaches (trait-based functional diversity and mechanism of ecosystem functioning, multitrophic dimension) and hypotheses (trait-based extinction probability, empirical extinction scenarios, net biodiversity effect partitioning). Today's research has also become more predictive (e.g. wider spatial and temporal scales, theory development, metacommunity dynamics) and includes issues directly related to human impact and ecosystem services (Naeem *et al.*, 2009). Recent developments now make it possible to explain the biodiversity–ecosystem functioning relationship across time and space (Isbell *et al.*, 2018).

It is therefore patently quite clear that the impacts of PPP on biodiversity and ecosystem services should be assessed under this research framework (Rumschlag *et al.*, 2020), by considering the non-random direct and indirect pressure they exert on biodiversity (De Laender *et al.*, 2014; Halstead *et al.*, 2014; Malaj *et al.*, 2014; 2016); Baert *et al.*, 2017).

3.2.3. Conceptual framework under PPP-induced pressure

Our conceptual framework integrating biodiversity, ecological processes and ecosystem functions under the effects of PPP is illustrated in Figure 3-7.

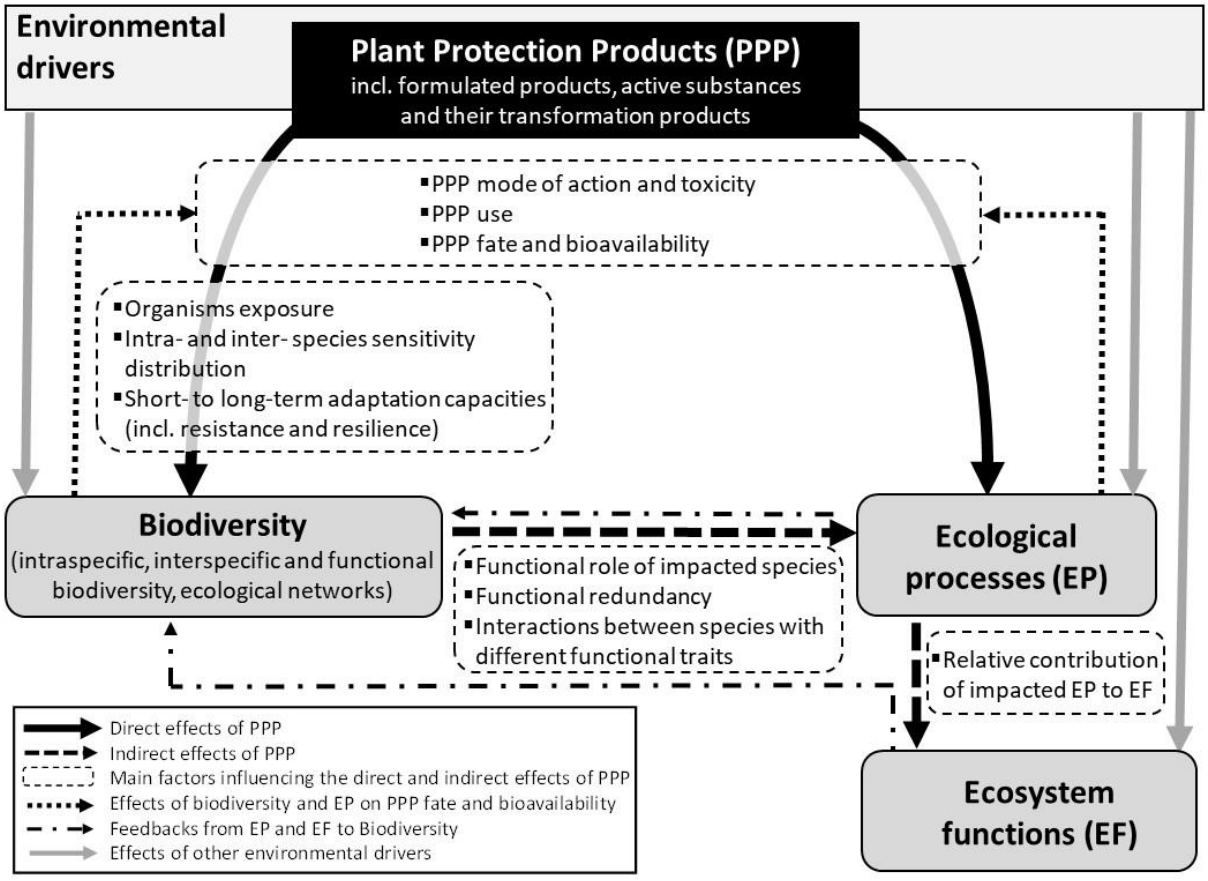


Figure 3-7. Expected effects of plant protection products on biodiversity, ecological processes and ecosystem functions through their inter-relationships.

The figure describes the direct effects of PPP on biodiversity, including intraspecific, interspecific and functional biodiversity, which rely on the use, fate and bioavailability of PPP in the environment and the resulting exposure of organisms. These effects result from the combination of toxicity and mechanisms of action of the PPP substances and substance–substance interactions, as well as biological sensitivity and its distribution within and across species (Fig. 3-7; Blanck *et al.*, 1988; Vinebrooke *et al.* (2004); Johnston and Roberts (2009); De Laender *et al.*(2014);

Kattwinkel *et al.* (2015); Mensens *et al.* (2015); EFSA (More *et al.*, 2016)). Species show adaptive capacities (acclimation, tolerance, resistance, resilience, recovery) that extend through various biological scales (populations, communities) and timescales (rapid and reversible physiological adaptation through developmental and phenotypic plasticity *vs* longer-term adaptation through selective evolutionary processes). Toxic effects can also have indirect consequences on biodiversity by altering species–species interactions both within and between trophic levels (Fig. 3-7; Fleeger *et al.* (2003); Halstead *et al.* (Halstead *et al.*, 2014); Saaristo *et al.* (2018); Fleeger (2020)). The non-random effects of PPP on biodiversity therefore influence ecological processes, which mainly depend on the functional role of sensitive species and the degree of functional redundancy between species (Fig. 3-7; Allison and Martiny (2008); Cardinale *et al*. (2012); Diaz *et al.* (2013); Bardgett and van der Putten (2014); De Laender *et al.* (2016); Baert *et al.* (2017)). These non-random effects on biodiversity may affect ecosystem functioning to a higher degree (e.g. when impacting keystone species) or lower degree (e.g. where there is high functional redundancy) than random ones (De Laender *et al.*, 2016).

Most PPP are designed to specifically target biological groups that directly contribute to ecological processes (Fig. 3-7). Photosystem inhibitor herbicides (such as triazines and phenylureas) are good examples of PPP that directly affect photosynthesis and primary production (Black, 2018). Such targeted functional effects can strongly influence biodiversity–ecosystem function relationships through feedback mechanisms from ecological processes and ecosystem functions to biodiversity (Fig. 3-7). These relatively unknown feedbacks (Duncan *et al.*, 2015; Grace *et al.*, 2016; Qiu *et al.*, 2018; van der Plas, 2019) are an important factor for achieving biodiversity conservation objectives (Xiao *et al.*, 2019), and enhancing our current understanding of their role in the ecological processes that affect the bioavailability of PPP (e.g. biodegradation or bioturbation) (Fig. 3-7 ; Chaplain *et al.* (2011); Bundschuh *et al.* (2016)). Moreover, there is still an unaddressed need for ecotoxicological indicators that can be linked to ecosystem functions rather than to ecological processes (Heink and Kowarik (2010); Thomsen *et al.* (2012); Forbes *et al.* (2017); Faber *et al.* (2019); Garland *et al.* (2021)).

3.3. Definition and classification of ecosystem functions potentially impacted by PPP

The limited knowledge on the effects of PPP on ecosystem functions precludes any attempt to get a reliable assessment of their consequences for ecosystem services. Several classifications of ecosystem functions and services have been proposed in the past (e.g. Costanza *et al.* (1997); De Groot *et al.* (2002; 2012); CGDD (2010); Banerjee *et al.* (2013); Liquete *et al.* (2013); Pettorelli *et al.* (2018); van der Plas *et al.* (2019); Garland *et al.* (2021)). Certain ecosystem functions are sometimes termed “intermediate ecosystem services” (Boyd et Banzhaf, 2007; Fisher *et al.*, 2009; Munns *et al.*, 2016; Forbes *et al.*, 2017), but this terminology has been questioned (Potschin-Young *et al.*, 2017). In 2021, Garland *et al.* (2021) proposed a classification based on an extensive meta-analysis of 268 studies dealing with ecosystem multifunctionality (Byrnes *et al.*, 2014; Delgado-Baquerizo *et al.*, 2016; Gamfeldt et Roger, 2017). They found that research to date had considered a large number of ecosystem functions but without any attempt to harmonize the terminology and underlying concepts used (Garland *et al.*, 2021). The resulting semantic inconsistencies have brought about redundant, ambiguous, and imprecise (if not controversial) term usage. To address this issue, we propose a classification based on 12 main categories of ecosystem functions that can be directly linked with the ecological processes used as functional endpoints in the assessment of PPP impacts in terrestrial, freshwater and marine ecosystems (Table 3-2). This new classification departs from the classification published by De Groot *et al.* (2002) and revisited by Pettorelli *et al.* (2018). Following Pettorelli *et al.* (2018), cultural functions were excluded as they can be directly considered as ecosystem services.

Table 3-2. Proposed classification of ecosystem functions potentially impacted by PPP (adapted from De Groot et al. (2002) and Pettorelli et al. (2018)), and (non-exhaustive) illustrative list of related functional endpoints employed in ecotoxicology

	Ecosystem function category	Definition	Examples of functional endpoints used in ecotoxicology
1	Gas regulation	Production and consumption of gas and the regulation of gas exchanges among different environmental compartments and with the atmosphere	Photosynthesis, respiration, methanogenesis, denitrification, nitrogen fixation, evapotranspiration
2	Dissipation and mitigation of contaminants and wastes in terrestrial and aquatic ecosystems	Filtration, buffering, sequestration and degradation of chemical and biological contaminants and wastes	Biodegradation/phytodegradation potential, enzymatic activity, exopolysaccharide production
3	Resistance to disturbance	Mitigation of and ability to resist both environmental (e.g. heatwaves, fires, storms, floods, mudflows, avalanches) and human-driven (e.g. pollution) disturbances	Terrestrial vegetation biomass aboveground (cover) and belowground (root systems), aquatic biological-structure biomass (e.g. coral reefs, seagrasses, mangrove vegetation), pigment production, exopolysaccharide and mucilage production
4	Water retention in soil and sediment	Retention and storage of water in soil and sediment to preserve freshwater resources	Bioturbation of soil and sediment organisms, exopolysaccharide and mucilage production, root architecture
5	Water flow regulation	Regulation of runoff and water discharge	Bioturbation of soil and sediment organisms, exopolysaccharide and mucilage production, root architecture
6	Albedo and reflection	Local mitigation of the effects of climate change (including extreme events)	Vegetation biomass and cover, macroalgae and phytoplankton biomass, pigment production
7	Production and input of organic matter in terrestrial and aquatic ecosystems	Production and dispersion of biomass and organic matter that can serve as energy sources in food webs	Primary production, secondary production
8	Nutrient regulation in terrestrial and aquatic ecosystems	Decomposition of organic matter and the transport, storage and recycling of nutrients	Methanogenesis, nitrification, denitrification, enzymatic activities, particulate organic matter decomposition
9	Formation and maintenance of soil and sediment structure	Role of vegetation and biota in the formation and maintenance of soil and sediment structure (including shorelines and coasts)	Bioturbation of soil and sediment organisms, terrestrial vegetation biomass aboveground (cover) and belowground (root systems and mucilage), aquatic biomass (e.g. coral reefs, seagrasses, mangrove vegetation), microbial filament and exopolysaccharide production
10	Dispersion of propagules in terrestrial and aquatic ecosystems	Role of vegetation and biota in the movement of propagules including floral gametes and seeds, aquatic/marine spores, eggs and larvae	Sexual (e.g. pollination) and vegetative reproduction of plants, spore and akinete production, transport of propagules by terrestrial and aquatic organisms
11	Provision and maintenance of biodiversity and biotic interactions in terrestrial and aquatic ecosystems	Provision and preservation of biodiversity and interactions within biotic communities to maintain the functioning of the ecosystem, contain the impact of outbreaks/blooms (e.g. by controlling populations of potential pests and disease vectors), ensure the production and use of natural materials (i.e. biological and genetic resources) that can be used by organisms for their health, and contribute to a self-maintaining diversity of organisms developed over evolutionary time (capable of continuing to change)	Population/community dynamics, trophic interactions, competition, facilitation, parasitism, symbiosis, genetic potential, nutrient, hormone and biocide production
12	Provision and maintenance of habitats and biotopes in terrestrial and aquatic ecosystems	Provision of suitable living space for wild biotic communities and individual species. It also includes the provision of suitable breeding, reproduction, nursery, refugia and corridors in natural and semi-natural ecosystems (connectivity)	Bioturbation of soil and sediment organisms, terrestrial and aquatic vegetation biomass (aboveground and belowground), terrestrial and aquatic biogenic structures

3.4. Conceptual relationships between the proposed categories of ecosystem functions and the ecosystem services

3.4.1. Classification of ecosystems services

The notion of ecosystem services emerged in the 1970s, where it was used by economists to conceptualize the link between the functions of Nature and the benefits that society derives from it. The first author to refer to the concept was Schumacher (1973) who talked about 'natural capital', but the term "ecosystem services" was not coined until a few years later (see for example Westman (1977); Ehrlich and Ehrlich (1981) when it quickly became associated with advocacy for protecting ecosystems as most of the services they provide have no substitute (Ehrlich et Mooney, 1983). Later on, seminal papers such as Daily (1997) and Costanza *et al.* (1997) went on to lend the "ecosystem services" concept a multidisciplinary and global dimension, prompting the United Nations to coordinate several related projects and initiatives, such as the Millennium Ecosystem Assessment (MEA; 2000 - 2005), The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB; 2007–2011), and the Intergovernmental Science-Policy Platform on the Biodiversity and Ecosystem services (IPBES; 2012–today). The main objectives of these initiatives were to provide a conceptual framework for the notion of ecosystem service (MEA), to evaluate the contribution of these ecosystem services to society (TEEB), and to inform and guide government policy on the basis of knowledge on each of the ecosystem services previously reported by the MEA and TEEB (IPBES).

Ecosystem services have been given many definitions (Table 3-3). While all of these definitions converge to emphasize the contribution of ecosystem services to our well-being, they diverge on the dynamics that need to be considered. Daily *et al.* (1997) assert that ecosystem services are processes that support our well-being, whereas Costanza *et al.* (1997) define them as the goods and services resulting from these processes. The MEA defined ecosystem services as the benefits that humans derive from ecosystems (without making the distinction between the processes and the goods and services produced) and classified them into four categories, three of which directly impact human well-being (*provisioning services* providing food or energy, *regulating services* enabling, for example, air or water purification, and *cultural services* including recreational spaces offered by ecosystems) and a fourth that indirectly impacts it (*supporting services* that enable processes like nutrient cycling or soil formation to continue providing other ecosystem services). The MEA-defined scheme of ecosystem services was subsequently remobilized later in international projects such as the IPBES and TEEB frameworks, but the category of support services disappeared (Diaz *et al.*, 2015) as they were considered as ecological processes (The Economics of Ecosystems and Biodiversity et Kumar, 2010).

Table 3-3. Examples of definitions given to the concept of ecosystem services

Definitions of ecosystem service	Years	References
the conditions and processes through which natural ecosystems and their component species sustain and fulfill human life	1997	Daily *et al.* (1997)
the benefits that human populations derive, directly or indirectly, from ecosystem functions	1997	Costanza *et al.* (1997)
the benefits that people obtain from ecosystems	2005, 2010 and 2012	MEA, TEEB and IPBES (Díaz *et al.* (2015)
components of nature that are directly enjoyed, consumed or used to afford human well-being.	2007	Boyd and Banzhaf (2007)
the aspects of ecosystems utilized (actively or passively) to afford human well-being.	2009	Fisher *et al.* (2009)

Because most of its contributors were members of the conservation biology movement, the ecosystem services approach initially disregarded the notion of 'dis-services' (Campagne *et al.*, 2018). However, from the ecosystem services approach perspective, the impact of pests on food production is a 'dis-service' provided by the ecosystem to humans (Rasmussen *et al.*, 2017). A society that uses PPP has therefore at least implicitly chosen to pursue the maximization of food production by reducing the short-term impacts of pest species on that service. It is only in the longer term that the negative impacts of PPP use on other services become apparent, notably certain regulatory

services that are useful to agriculture, such as pollination or soil formation, or cultural services that are dependent on the quality of the environment.

There is no one consensus approach for categorizing ecosystem services. Nevertheless, the approach initiated by the MEA and developed in the later IPBES and TEEB framework seems to gained wider adoption by the EU decision-makers. The European Environment Agency proposed a Common International Classification of Ecosystem Services (CICES; https://cices.eu) based on the ecosystem service cascade (Potschin et Haines-Young, 2011). This system links ecological processes and functions to end-services, i.e. the MEA's three direct-impact categories of ecosystem services (*provisioning services*, *regulating and maintenance services*, and *cultural services*).

To address its aim of clearly outlining the knowledge, controversies, and gaps in understanding surrounding impacts of PPP on ecosystem services, the expert panel working on the collective scientific assessment (see Pesce *et al.* (2021) used the most recent version of the CICES classification (version 5.1.; Haines-Young and Potschin (2018).

3.4.2. Perception of the relationships between ecosystem functions and ecosystem services

Here we used a perception survey to explore the possible links between the ecosystem functions potentially impacted by PPP (based on the classification described in Table 3-2) and the groups of biotic and abiotic ecosystem services defined under the CICES classification (version 5.1.; Haines-Young and Potschin (2018)). For that purpose, we established a sub-panel of 17 of the scientific experts panel covering a wide range of environmental disciplines related to the fate and impact of PPP in soil and aquatic ecosystems (environmental chemistry, agronomy, microbial ecotoxicology, aquatic ecotoxicology, terrestrial ecotoxicology, ecology and evolution, and chemical fate and effect modelling). Each expert was asked to express his/her opinion, based on his/her own knowledge, experience and perception, on ecosystem function–ecosystem service links. For each of the 218 combinations of ecosystem function group (n=12) × ecosystem service group (n=18), four possible responses were offered: i) direct link, ii) indirect link, iii) no link, or iv) no opinion. Direct or indirect links did not carry any mention of whether the ecosystem function–ecosystem service relationship had to be positive or negative. Figure 3-8 illustrates the results obtained for the provisioning (Fig. 3-8A), regulation & maintenance (Fig. 3-8B), and cultural (Fig. 3-8C) services.

Whatever the proposed combination, at least two experts identified possible direct and/or indirect links between the ecosystem service categories and the ecosystem function categories. Moreover, the majority of the experts consulted (i.e. at least 9/17) considered that about 55 % of the combinations concerning provisioning services (Fig. 3-8A) and regulation and maintenance services (Fig. 3-8B) were characterized by direct links with the proposed categories of ecosystem functions. This percentage reached 95% when also considering the indirect links.

However, a general consensus (i.e. identical response among experts) was observed in only very few cases (n=9, <5% of the total combinations). The consensus concerned only three categories of provisioning services (i.e. 'Genetic material from plants, algae, fungi, animals or organisms', 'Wild plants (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy', and 'Wild animals (terrestrial and aquatic) for nutrition, materials or energy'; Fig. 3-8A) and two categories of regulation and maintenance services ('Regulation of baseline flows and extreme events' and 'Mediation of wastes or toxic substances of anthropogenic origin by living processes'; Fig. 3-8B), and the consensus was always towards the existence of direct links.

There was much higher variability in the responses on cultural services (Fig. 3-8C), for which a high percentage of "no opinion" responses was observed, in particular for the categories 'Spiritual, symbolic and other interactions with natural environment' and 'Other biotic characteristics that have a non-use value'.

Figure 3-8. Perceptions of a panel of experts in environmental sciences (n=17) on the links between the ecological function (EF) categories proposed in Table 3-2 and (A) provisioning, (B) regulation and maintenance and (C) cultural services as classified in CICES version 5.1.; Haines-Young and Potschin (2018)

The results of this exercise indicate that it is possible to establish potential relationships between ecosystem functions and services, but that further efforts are needed to clarify the direct vs indirect nature of these links. Moreover, the general perception shows that the nature of the link is mainly profiled by service rather than by function (i.e. in most cases presented in Fig. 3-8, the percentages obtained are fairly homogeneous in the rows but more heterogeneous in the columns). This suggests that few services are linked to only part of the functions, and that it is above all the nature of the service that determines the direct or indirect nature of the link with most of the functions. In terms of risk prevention, this implies that prioritizing particular services would in no way lead to

prioritizing particular functions, given that each service relies on a set of functions and each function has consequences on a set of services.

3.5. Application of the proposed framework to terrestrial microalgae and cyanobacteria

We illustrate the potential use of the proposed framework by linking the effect of PPP on ecological processes to their knock-on effects on ecosystem services and related goods and benefits. To do so, we describe how the effects of herbicides on terrestrial microalgae and cyanobacteria can impact some ecosystem services. Terrestrial microalgae and cyanobacteria are ubiquitous photosynthetic microorganisms, pioneer organisms of soil surfaces (Fig. 3-9).

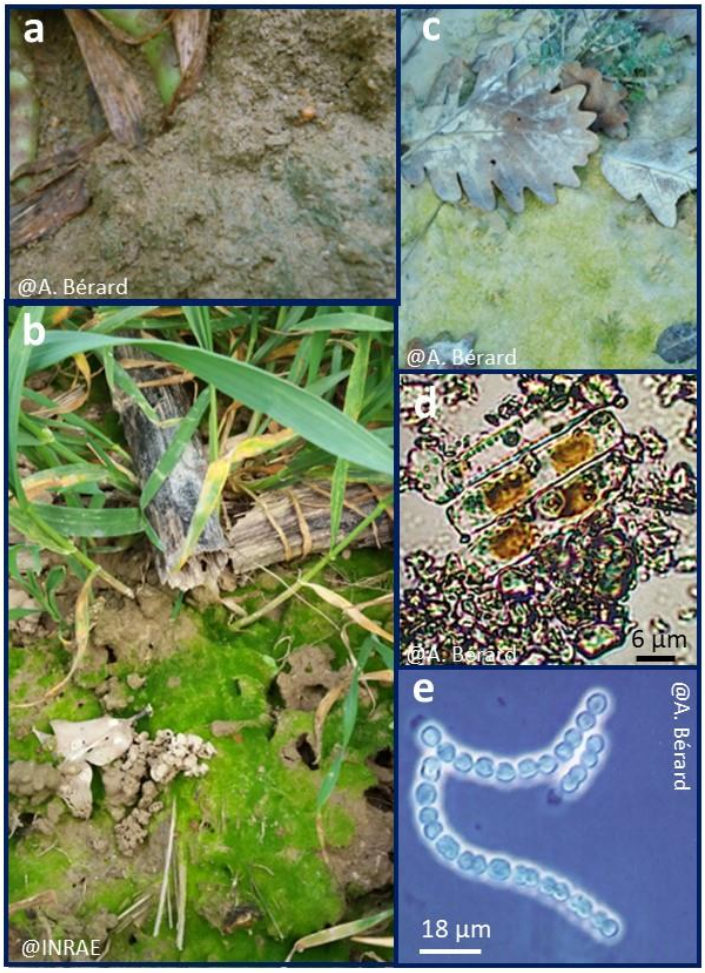


Figure 3-9. Pictures illustrating terrestrial microalgae and cyanobacteria: a, conventional culture (maize); b, conservation culture (barley); c, forest (Mediterranean). Microscopic observations: d, diatoms; e, cyanobacteria.

These microbial communities were chosen as model examples as they are involved in many ecosystem functions via various ecological processes (Crouzet et Bérard, 2017; Abinandan *et al.*, 2019; Poveda, 2021). They are the first soil–atmosphere microbial interface (and therefore likely to be directly subjected to aerial PPP contamination), which makes them central to challenges of sustainable agriculture and protection of degraded soils and related ecosystem services. Figure 3-10 illustrates several classes of ecosystem services that terrestrial microalgae and cyanobacteria contribute to under the heading 'Regulation of baseline flows and extreme events', including 'Hydrological cycle and water flow regulation', 'Buffering and attenuation of mass movement', and 'Control of erosion rates' (Haines-Young et Potschin, 2018). Terrestrial microalgae and cyanobacteria play roles in damage

mitigation by driving processes that help reduce the magnitude and frequency of flood events and the allied cost to human lives and physical damage to infrastructure, and the damage (and associated costs) caused by sediment input to water courses (Fig. 3-10).

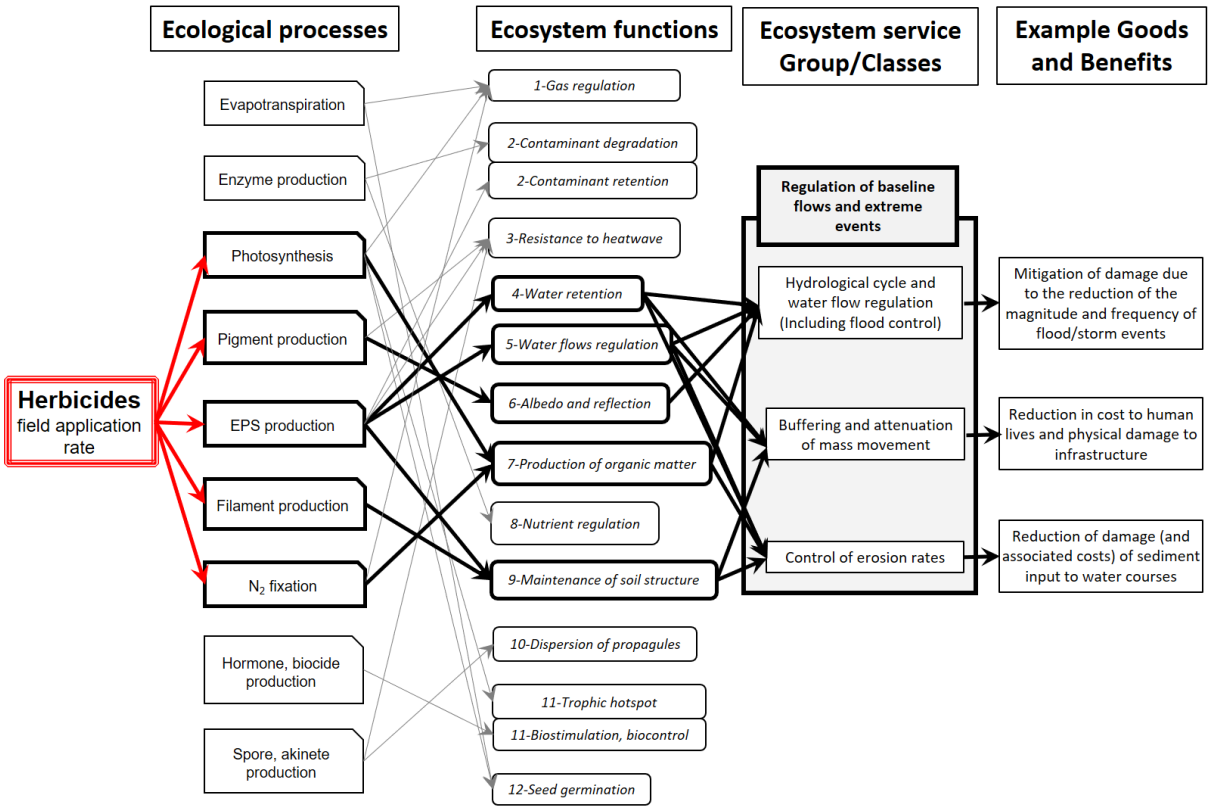


Figure 3-10. Example of potential relationships between ecological processes and ecosystem functions (numbers refer to the categories proposed in Table 3-2) involving terrestrial microalgae and cyanobacteria. The figure shows the impacts of herbicides on three classes of the ecosystem service "Regulation of baseline flows and extreme events" that terrestrial microalgae and cyanobacteria contribute to via their ecological processes and ecosystem functions.
EPS : exopolysaccharides excreted by algae and cyanobacteria in the soil.

Following this new classification of ecosystem functions potentially impacted by PPP (Table 3-2), there are up to five ecosystem functions based on several ecological processes such as photosynthesis, pigment production, exopolysaccharide production, filament production, and N2 fixation that contribute to these three classes of ecosystem services. Experimental and field studies have already shown the role of terrestrial microalgae and cyanobacteria in the maintenance of soil structure by producing exopolysaccharides and filaments that help control of erosion rates (Metting, 1987; Knapen *et al.*, 2007; Malam Issa *et al.*, 2007), and in soil water retention that contributes to hydrological cycle and water flow regulation (Rossi *et al.*, 2012; Canton *et al.*, 2020; Kidron *et al.*, 2020).

PPP, chiefly herbicides, strongly affect these terrestrial photosynthetic microbial communities by decreasing their biomass and diversity (Pipe, 1992). There are reports of negative effects of herbicides on key ecological processes such as photosynthesis (Berard *et al.*, 2004), N2 fixation (Wegener *et al.*, 1985; Dash *et al.*, 2018), pigment and exopolysaccharide production (Zaady *et al.*, 2013; Joly *et al.*, 2014; Crouzet *et al.*, 2019). However, the only study that reported negative effects of PPP on ecological functions was Zaady *et al.* (2013) who pointed to the impact of the triazine herbicide simazine on runoff production and hydraulic conductivity due to decreases in chlorophyll biomass and exopolysaccharides. Crouzet *et al.* (2019) also showed the negative impact of phenylurea isoproturon on soil aggregation due to decrease in chlorophyll biomass, change in pigment composition, decrease in filament mass, and decrease in exopolysaccharides.

3.6. Conclusions

Effective implementation of ecosystem service-based environmental risk assessments of PPP could lead to better protection for ecosystems affected by the direct and indirect adverse effects of these contaminants. This paper defined the gap between most ecotoxicological endpoints used in PPP risk assessment and the evaluation of the risks and effects of PPP on ecosystem services, and then described a conceptual framework that links the effects of PPP on biodiversity and ecological processes to potential impairments of ecosystem functions and, ultimately, ecosystem services. The framework proposed here uses a set of clearly-defined core categories of ecosystem functions and services, which should help identify which of them are threatened by PPP. Once applied in practice, this framework could help harmonize and extend the scientific knowledge that informs decision-making and policy-making. In particular, it could help to better address the trade-off between social benefits and environmental losses from the use of PPP on ecosystems. We analyzed expert perceptions of the relationships between ecosystem functions and ecosystem services using this framework, and found that both the direct and indirect linkages still need to be made clearer. This should be done by focusing on specific contexts in which the causal relationship between PPP effects on ecological processes and the related ecosystem functions and services should be addressed, as illustrated here using the example of terrestrial microalgae and cyanobacteria.

Références bibliographiques de la section 3

Abinandan, S.; Subashchandrabose, S.R.; Venkateswarlu, K.; Megharaj, M., 2019. Soil microalgae and cyanobacteria: the biotechnological potential in the maintenance of soil fertility and health. *Critical Reviews in Biotechnology*, 39 (8): 981-998. http://dx.doi.org/10.1080/07388551.2019.1654972

Allison, S.D.; Martiny, J.B.H., 2008. Resistance, resilience, and redundancy in microbial communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105: 11512-11519. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0801925105

Armoskaite, A.; Purina, I.; Aigars, J.; Strake, S.; Pakalniete, K.; Frederiksen, P.; Schroder, L.; Hansen, H.S., 2020. Establishing the links between marine ecosystem components, functions and services: An ecosystem service assessment tool. *Ocean & Coastal Management*, 193: 16. http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2020.105229

Arts, G.; Dollinger, M.; Kohlschmid, E.; Maltby, L.; Ochoa-Acuna, H.; Poulsen, V., 2015. An ecosystem services approach to pesticide risk assessment and risk management of non-target terrestrial plants: recommendations from a SETAC Europe workshop. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (3): 2350-2355. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3637-6

Bach, E.M.; Ramirez, K.S.; Fraser, T.D.; Wall, D.H., 2020. Soil Biodiversity Integrates Solutions for a Sustainable Future. *Sustainability*, 12 (7): 20. http://dx.doi.org/10.3390/su12072662

Baert, J.M.; De Laender, F.; Janssen, C.R., 2017. The Consequences of Nonrandomness in Species-Sensitivity in Relation to Functional Traits for Ecosystem-Level Effects of Chemicals. *Environmental Science & Technology*, 51 (12): 7228-7235. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b00527

Balvanera, P.; Pfisterer, A.B.; Buchmann, N.; He, J.S.; Nakashizuka, T.; Raffaelli, D.; Schmid, B., 2006. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters*, 9 (10): 1146-1156. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00963.x

Balvanera, P.; Siddique, I.; Dee, L.; Paquette, A.; Isbell, F.; Gonzalez, A.; Byrnes, J.; O'Connor, M.I.; Hungate, B.A.; Griffin, J.N., 2014. Linking Biodiversity and Ecosystem Services: Current Uncertainties and the Necessary Next Steps. *Bioscience*, 64 (1): 49-57. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/bit003

Banerjee, O.; Crossman, N.D.; de Groot, R.S., 2013. Ecological Processes, Functions and Ecosystem Services. *Ecosystem Services in Agricultural and Urban Landscapes*. 16-27. https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/9781118506271.ch2

Bardgett, R.D.; van der Putten, W.H., 2014. Belowground biodiversity and ecosystem functioning. *Nature*, 515 (7528): 505-511. http://dx.doi.org/10.1038/nature13855

Bell, G., 2017. Evolutionary Rescue. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 48*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 605-627. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-023011

Berard, A.; Rimet, F.; Capowiez, Y.; Leboulanger, C., 2004. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: A possible bioindicator of soil contamination? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46 (1): 24-31. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-2147-1

Black, C.C., 2018. Effects of herbicides on photosynthesis. In: Duke, S.O., ed. *Weed physiology*. CRC Press, Vol.2, 1-36. http://dx.doi.org/10.1201/9781351077736-1

Boyd, J.; Banzhaf, S., 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics*, 63 (2-3): 616-626. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.01.002

Brown, A.R.; Whale, G.; Jackson, M.; Marshall, S.; Hamer, M.; Solga, A.; Kabouw, P.; Galay-Burgos, M.; Woods, R.; Nadzialek, S.; Maltby, L., 2017. Toward the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 17-37. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1797

Bundschuh, M.; Schletz, M.; Goedkoop, W., 2016. The mode of bioturbation triggers pesticide remobilization from aquatic sediments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 130: 171-176. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.04.013

Byrnes, J.E.K.; Gamfeldt, L.; Isbell, F.; Lefcheck, J.S.; Griffin, J.N.; Hector, A.; Cardinale, B.J.; Hooper, D.U.; Dee, L.E.; Duffy, J.E., 2014. Investigating the relationship between biodiversity and ecosystem multifunctionality: challenges and solutions. *Methods in Ecology and Evolution*, 5 (2): 111-124. http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.12143

Cairns, J.; Niederlehner, B.R., 1994. Estimating the effects of toxicants on ecosystem services. *Environmental Health Perspectives*, 102 (11): 936-939. http://dx.doi.org/10.2307/3431915

Campagne, C.S.; Roche, P.K.; Salles, J.M., 2018. Looking into Pandora's Box: Ecosystem disservices assessment and correlations with ecosystem services. *Ecosystem Services*, 30: 126-136. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.005

Canton, Y.; Chamizo, S.; Rodriguez-Caballero, E.; Lazar, R.; Roncero-Ramos, B.; Roman, J.R.; Sole-Benet, A., 2020. Water Regulation in Cyanobacterial Biocrusts from Drylands: Negative Impacts of Anthropogenic Disturbance. *Water*, 12 (3): 24. http://dx.doi.org/10.3390/w12030720

Cardinale, B.J.; Duffy, J.E.; Gonzalez, A.; Hooper, D.U.; Perrings, C.; Venail, P.; Narwani, A.; Mace, G.M.; Tilman, D.; Wardle, D.A.; Kinzig, A.P.; Daily, G.C.; Loreau, M.; Grace, J.B.; Larigauderie, A.; Srivastava, D.S.; Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486 (7401): 59-67. http://dx.doi.org/10.1038/nature11148

Cardinale, B.J.; Srivastava, D.S.; Duffy, J.E.; Wright, J.P.; Downing, A.L.; Sankaran, M.; Jouseau, C., 2006. Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature*, 443 (7114): 989-992. http://dx.doi.org/10.1038/nature05202

CGDD Commissariat général au développement durable; Maurel, F., 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. *Etudes et documents du CGDD*, (20): 70 p. http://temis.documentation.developpement-durable.gouv.fr/docs/Temis/0066/Temis-0066726/18715.pdf

Chao, A.N.; Chiu, C.H.; Jost, L., 2014. Unifying Species Diversity, Phylogenetic Diversity, Functional Diversity, and Related Similarity and Differentiation Measures Through Hill Numbers. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 45*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 297-324. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091540

Chaplain, V.; Mamy, L.; Vieuble-Gonod, L.; Mougin, C.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Nelieu, S., 2011. *Fate of Pesticides in Soils: Toward an Integrated Approach of Influential Factors*. Rijeka: Intech Europe (*Pesticides in the Modern World - Risks and Benefits*).

Costanza, R.; dArge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. http://dx.doi.org/10.1038/387253a0

Crouzet, O.; Bérard, A., 2017. Les microalgues et cyanobactéries édaphiques : écologie et rôles en bioindication. In: Bernard, C.; Mougin, C.; Péry, A., eds. *Écotoxicologie des communautés au fonctionnement des écosystèmes*. ISTE Éditions, Chapitre 3, 79-110.

Crouzet, O.; Consentino, L.; Petraud, J.P.; Marrauld, C.; Aguer, J.P.; Bureau, S.; Le Bourvellec, C.; Touloumet, L.; Berard, A., 2019. Soil Photosynthetic Microbial Communities Mediate Aggregate Stability: Influence of Cropping Systems and Herbicide Use in an Agricultural Soil. *Frontiers in Microbiology*, 10: 15. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.01319

Daily, G.C.; Postel, S.; Bawa, K.; Kaufman, L.; Peterson, C.H.; Carpenter, S.; Tillman, D.; Dayton, P.; Alexander, S.; Lagerquist, K., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Nature / science. Island Press.

Dash, N.P.; Kaushik, M.S.; Kumar, A.; Abraham, G.; Singh, P.K., 2018. Toxicity of biocides to native cyanobacteria at different rice crop stages in wetland paddy field. *Journal of Applied Phycology*, 30 (1): 483-493. http://dx.doi.org/10.1007/s10811-017-1276-2

de Groot, R.; Brander, L.; van der Ploeg, S.; Costanza, R.; Bernard, F.; Braat, L.; Christie, M.; Crossman, N.; Ghermandi, A.; Hein, L.; Hussain, S.; Kumar, P.; McVittie, A.; Portela, R.; Rodriguez, L.C.; ten Brink, P.; van Beukeringh, P., 2012. Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. *Ecosystem Services*, 1 (1): 50-61. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.005

de Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(02)00089-7

De Laender, F.; Melian, C.J.; Bindler, R.; Van den Brink, P.J.; Daam, M.; Roussel, H.; Juselius, J.; Verschuren, D.; Janssen, C.R., 2014. The contribution of intra- and interspecific tolerance variability to biodiversity changes along toxicity gradients. *Ecology Letters*, 17 (1): 72-81. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12210

De Laender, F.; Rohr, J.R.; Ashauer, R.; Baird, D.J.; Berger, U.; Eisenhauer, N.; Grimm, V.; Hommen, U.; Maltby, L.; Melian, C.J.; Pomati, F.; Roessink, I.; Radchuk, V.; Van den Brink, P.J., 2016. Reintroducing Environmental Change Drivers in Biodiversity-Ecosystem Functioning Research. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (12): 905-915. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2016.09.007

De Meester, L.; Vanoverbeke, J.; Kilsdonk, L.J.; Urban, M.C., 2016. Evolving Perspectives on Monopolization and Priority Effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 31 (2): 136-146. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2015.12.009

Delgado-Baquerizo, M.; Maestre, F.T.; Reich, P.B.; Jeffries, T.C.; Gaitan, J.J.; Encinar, D.; Berdugo, M.; Campbell, C.D.; Singh, B.K., 2016. Microbial diversity drives multifunctionality in terrestrial ecosystems. *Nature Communications*, 7: 8. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms10541

Devos, Y.; Romeis, J.; Luttik, R.; Maggiore, A.; Perry, J.N.; Schoonjans, R.; Streissl, F.; Tarazona, J.V.; Brock, T.C.M., 2015. Optimising environmental risk assessments Accounting for ecosystem services helps to translate broad policy protection goals into specific operational ones for environmental risk assessments. *Embo Reports*, 16 (9): 1060-1063. http://dx.doi.org/10.15252/embr.201540874

Diaz, S.; Demissew, S.; Carabias, J.; Joly, C.; Lonsdale, M.; Ash, N.; Larigauderie, A.; Adhikari, J.R.; Arico, S.; Baldi, A.; Bartuska, A.; Baste, I.A.; Bilgin, A.; Brondizio, E.; Chan, K.M.A.; Figueroa, V.E.; Duraiappah, A.; Fischer, M.; Hill, R.; Koetz, T.; Leadley, P.; Lyver, P.; Mace, G.M.; Martin-Lopez, B.; Okumura, M.; Pacheco, D.; Pascual, U.; Perez, E.S.; Reyers, B.; Roth, E.; Saito, O.; Scholes, R.J.; Sharma, N.; Tallis, H.; Thaman, R.; Watson, R.; Yahara, T.; Hamid, Z.A.; Akosim, C.; Al-Hafedh, Y.; Allahverdiyev, R.; Amankwah, E.; Asah, S.T.; Asfaw, Z.; Bartus, G.; Brooks, L.A.; Caillaux, J.; Dalle, G.; Darnaedi, D.; Driver, A.; Erpul, G.; Escobar-Eyzaguirre, P.; Failler, P.; Fouda, A.M.M.; Fu, B.; Gundimeda, H.; Hashimoto, S.; Homer, F.; Lavorel, S.; Lichtenstein, G.; Mala, W.A.; Mandivenyi, W.; Matczak, P.; Mbizvo, C.; Mehrdadi, M.; Metzger, J.P.; Mikissa, J.B.; Moller, H.; Mooney, H.A.; Mumby, P.; Nagendra, H.; Nesshover, C.; Oteng-Yeboah, A.A.; Pataki, G.; Roue, M.; Rubis, J.; Schultz, M.; Smith, P.; Sumaila, R.; Takeuchi, K.; Thomas, S.; Verma, M.; Yeo-Chang, Y.; Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002

Diaz, S.; Purvis, A.; Cornelissen, J.H.C.; Mace, G.M.; Donoghue, M.J.; Ewers, R.M.; Jordano, P.; Pearse, W.D., 2013. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3 (9): 2958-2975. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.601

Duncan, C.; Thompson, J.R.; Pettorelli, N., 2015. The quest for a mechanistic understanding of biodiversity-ecosystem services relationships. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1817): 10. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.1348

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2010. Scientific Opinion on the development of specific protection goal options for environmental risk assessment of pesticides, in particular in relation to the revision of the Guidance Documents on Aquatic and Terrestrial Ecotoxicology (SANCO/3268/2001 and SANCO/10329/2002). *Efsa Journal*, 8 (10): 1821. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1821

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *Efsa Journal*, 11 (7): 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *Efsa Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Ehrlich, P.; Ehrlich, A., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. New York: Random House. ed.

Ehrlich, P.R.; Mooney, H.A., 1983. Extinction, substitution, and ecosystem services. *Bioscience*, 33 (4): 248-254. http://dx.doi.org/10.2307/1309037

Eisenhauer, N.; Schielzeth, H.; Barnes, A.D.; Barry, K.E.; Bonn, A.; Brose, U.; Bruelheide, H.; Buchmann, N.; Buscot, F.; Ebeling, A.; Ferlian, O.; Freschet, G.T.; Giling, D.P.; Hattenschwiler, S.; Hillebrand, H.; Hines, J.; Isbell, F.; Koller-France, E.; Konig-Ries, B.; de Kroon, H.; Meyer, S.T.; Milcu, A.; Muller, J.; Nock, C.A.; Petermann, J.S.; Roscher, C.; Scherber, C.; Scherer-Lorenzen, M.; Schmid, B.; Schnitzer, S.A.; Schuldt, A.; Tscharntke, T.; Turke, M.; van Dam, N.M.; van der Plas, F.; Vogel, A.; Wagg, C.; Wardle, D.A.; Weigelt, A.; Weisser, W.W.; Wirth, C.; Jochum, M., 2019. A multitrophic perspective on biodiversity-ecosystem functioning research. In: Eisenhauer, N.; Bohan, D.A.; Dumbrell, A.J., eds. *Mechanisms Underlying the Relationship between Biodiversity and Ecosystem Function*. London: Academic Press Ltd-Elsevier Science Ltd (Advances in Ecological Research), 1-54. http://dx.doi.org/10.1016/bs.aecr.2019.06.001

European Commission, 2020. EU Biodiversity Strategy for 2030. *COM(2020) 380 final, 23 p. + annex*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?qid=1590574123338&uri=CELEX:52020DC0380

Faber, J.H.; Marshall, S.; Van den Brink, P.J.; Maltby, L., 2019. Priorities and opportunities in the application of the ecosystem services concept in risk assessment for chemicals in the environment. *Science of the Total Environment*, 651: 1067-1077. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.209

Faber, J.H.; van Wensem, J., 2012. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Science of the Total Environment*, 415: 3-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.059

Fisher, B.; Turner, R.K.; Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68 (3): 643-653. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014

Fleeger, J.W., 2020. How Do Indirect Effects of Contaminants Inform Ecotoxicology? A Review. *Processes*, 8 (12): 18. http://dx.doi.org/10.3390/pr8121659

Fleeger, J.W.; Carman, K.R.; Nisbet, R.M., 2003. Indirect effects of contaminants in aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 317 (1-3): 207-233. http://dx.doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00141-4

Forbes, V.E.; Calow, P., 2013. Use of the ecosystem services concept in ecological risk assessment of chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 269-275. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1368

Forbes, V.E.; Salice, C.J.; Birnir, B.; Bruins, R.J.F.; Calow, P.; Ducrot, V.; Galic, N.; Garber, K.; Harvey, B.C.; Jager, H.; Kanarek, A.; Pastorok, R.; Railsback, S.F.; Rebarber, R.; Thorbek, P., 2017. A Framework for Predicting Impacts on Ecosystem Services From (Sub)Organismal Responses to Chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (4): 845-859. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3720

Gaggiotti, O.E.; Chao, A.; Peres-Neto, P.; Chiu, C.H.; Edwards, C.; Fortin, M.J.; Jost, L.; Richards, C.M.; Selkoe, K.A., 2018. Diversity from genes to ecosystems: A unifying framework to study variation across biological metrics and scales. *Evolutionary Applications*, 11 (7): 1176-1193. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12593

Galic, N.; Salice, C.J.; Birnir, B.; Bruins, R.J.F.; Ducrot, V.; Jager, H.I.; Kanarek, A.; Pastorok, R.; Rebarber, R.; Thorbek, P.; Forbes, V.E., 2019. Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery: A case study of insecticide impacts on a freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 682: 426-436. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187

Galic, N.; Schmolke, A.; Forbes, V.; Baveco, H.; van den Brink, P.J., 2012. The role of ecological models in linking ecological risk assessment to ecosystem services in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 415: 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.065

Gamfeldt, L.; Roger, F., 2017. Revisiting the biodiversity-ecosystem multifunctionality relationship. *Nature Ecology & Evolution*, 1 (7): 7. http://dx.doi.org/10.1038/s41559-017-0168

Garland, G.; Banerjee, S.; Edlinger, A.; Oliveira, E.M.; Herzog, C.; Wittwer, R.; Philippot, L.; Maestre, F.T.; van der Heijden, M.G.A., 2021. A closer look at the functions behind ecosystem multifunctionality: A review. *Journal of Ecology*, 109 (2): 600-613. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.13511

Glaser, G., 2012. Base sustainable development goals on science. *Nature*, 491 (7422): 35-35. http://dx.doi.org/10.1038/491035a

Grace, J.B.; Anderson, T.M.; Seabloom, E.W.; Borer, E.T.; Adler, P.B.; Harpole, W.S.; Hautier, Y.; Hillebrand, H.; Lind, E.M.; Partel, M.; Bakker, J.D.; Buckley, Y.M.; Crawley, M.J.; Damschen, E.I.; Davies, K.F.; Fay, P.A.; Firn, J.; Gruner, D.S.; Hector, A.; Knops, J.M.H.; MacDougall, A.S.; Melbourne, B.A.; Morgan, J.W.; Orrock, J.L.; Prober, S.M.; Smith, M.D., 2016. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, 529 (7586): 390-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature16524

Haines-Young, R.; Potschin, M.B., 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*. Nottingham: : Centre for Environmental Management, University of Nottingham, 53 p. https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf

Halstead, N.T.; McMahon, T.A.; Johnson, S.A.; Raffel, T.R.; Romansic, J.M.; Crumrine, P.W.; Rohr, J.R., 2014. Community ecology theory predicts the effects of agrochemical mixtures on aquatic biodiversity and ecosystem properties. *Ecology Letters*, 17 (8): 932-941. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12295

Hartl, D.L.; Clark, A.G., 1997. *Principles of population genetics*. Sinauer associates Sunderland, MA.

Heink, U.; Kowarik, I., 2010. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. *Ecological Indicators*, 10 (3): 584-593. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2009.09.009

Hubbell, S.P., 2011. *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography (MPB-32)*. Princeton University Press (*Monographs in Population Biology, vol.32*), 392 p. http://dx.doi.org/10.1515/9781400837526

Isbell, F.; Cowles, J.; Dee, L.E.; Loreau, M.; Reich, P.B.; Gonzalez, A.; Hector, A.; Schmid, B., 2018. Quantifying effects of biodiversity on ecosystem functioning across times and places. *Ecology Letters*, 21 (6): 763-778. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12928

Johnston, E.L.; Roberts, D.A., 2009. Contaminants reduce the richness and evenness of marine communities: A review and meta-analysis. *Environmental Pollution*, 157 (6): 1745-1752. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.02.017

Joly, P.; Misson, B.; Perriere, F.; Bonnemoy, F.; Joly, M.; Donnadieu-Bernard, F.; Aguer, J.P.; Bohatier, J.; Mallet, C., 2014. Soil surface colonization by phototrophic indigenous organisms, in two contrasted soils treated by formulated maize herbicide mixtures. *Ecotoxicology*, 23 (9): 1648-1658. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1304-9

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kidron, G.J.; Wang, Y.; Herzberg, M., 2020. Exopolysaccharides may increase biocrust rigidity and induce runoff generation. *Journal of Hydrology*, 588: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125081

Knapen, A.; Poesen, J.; Galindo-Morales, P.; De Baets, S.; Pals, A., 2007. Effects of microbiotic crusts under cropland in temperate environments on soil erodibility during concentrated flow. *Earth Surface Processes and Landforms*, 32 (12): 1884-1901. http://dx.doi.org/10.1002/esp.1504

Legendre, P.; Legendre, L., 2012. *Numerical Ecology*. Amsterdam: Elsevier Science, 1 006 p. https://books.google.fr/books?id=6ZBOA-iDviQC

Liquete, C.; Piroddi, C.; Drakou, E.G.; Gurney, L.; Katsanevakis, S.; Charef, A.; Egoh, B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *Plos One*, 8 (7): 15. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0067737

Loreau, M., 2010. Linking biodiversity and ecosystems: towards a unifying ecological theory. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1537): 49-60. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0155

Lovett, G.M.; Jones, C.G.; Turner, M.G.; Weathers, K.C., 2005. Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes. In: Lovett, G.M.; Turner, M.G.; Jones, C.G.; Weathers, K.C., eds. *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes*. New York, NY: Springer New York, 1-4. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-24091-8_1

Malaj, E.; von der Ohe, P.C.; Grote, M.; Kuhne, R.; Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P.; Brack, W.; Schafer, R.B., 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (26): 9549-9554. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1321082111

Malam Issa, O.; Defarge, C.; Le Bissonnais, Y.; Marin, B.; Duval, O.; Bruand, A.; D'Acqui, L.P.; Nordenberg, S.; Annerman, M., 2007. Effects of the inoculation of cyanobacteria on the microstructure and the structural stability of a tropical soil. *Plant and Soil*, 290 (1-2): 209-219. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-006-9153-9

Maltby, L., 2013. Ecosystem services and the protection, restoration, and management of ecosystems exposed to chemical stressors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 974-983. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2212

Maltby, L.; van den Brink, P.J.; Faber, J.H.; Marshall, S., 2018. Advantages and challenges associated with implementing an ecosystem services approach to ecological risk assessment for chemicals. *Science of the Total Environment*, 621: 1342-1351. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.094

Marselle, M.R.; Hartig, T.; Cox, D.T.C.; de Bell, S.; Knapp, S.; Lindley, S.; Triguero-Mas, M.; Bohning-Gaese, K.; Braubach, M.; Cook, P.A.; de Vries, S.; Heintz-Buschart, A.; Hofmann, M.; Irvine, K.N.; Kabisch, N.; Kolek, F.; Kraemer, R.; Markevych, I.; Martens, D.; Muller, R.; Nieuwenhuijsen, M.; Potts, J.M.; Stadler, J.; Walton, S.; Warber, S.L.; Bonn, A., 2021. Pathways linking biodiversity to human health: A conceptual framework. *Environment International*, 150: 22. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2021.106420

Martinez, N.D., 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In: Gaston, J.K., ed. *Biodiversity. A biology of numbers of difference*. Oxford: Blackwell Science, 114-148.

Mason, N.W.H.; Mouillot, D.; Lee, W.G.; Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos*, 111 (1): 112-118. http://dx.doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x

Mensens, C.; De Laender, F.; Janssen, C.R.; Sabbe, K.; De Troch, M., 2015. Stressor-induced biodiversity gradients: revisiting biodiversity-ecosystem functioning relationships. *Oikos*, 124 (6): 677-684. http://dx.doi.org/10.1111/oik.01904

Metting, B., 1987. Dynamics of wet and dry aggregate stability from a 3-year microalgal soil conditioning experiment in the field. *Soil Science*, 143 (2): 139-143. http://dx.doi.org/10.1097/00010694-198702000-00009

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human wellbeing: Synthesis*. Washington (DC): Island Press, 137 p.

More, S.; Mortensen, A.; Ricci, A.; Silano, V.; Knutsen, K.H.; Rychen, G.; Naegeli, H.; Turck, D.; Jeger, M.J.; Ockleford, C.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Noteborn, H.; Schlatter, J.R.; Solecki, R.; Comm, E.S., 2016. Recovery in environmental risk assessments at EFSA. *Efsa Journal*, 14 (2): 85. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4313

Munns, W.R.; Poulsen, V.; Gala, W.R.; Marshall, S.J.; Rea, A.W.; Sorensen, M.T.; von Stackelbergzz, K., 2017. Ecosystem Services in Risk Assessment and Management. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 62-73. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1835

Munns, W.R.; Rea, A.W.; Suter, G.W.; Martin, L.; Blake-Hedges, L.; Crk, T.; Davis, C.; Ferreira, G.; Jordan, S.; Mahoney, M.; Barron, M.G., 2016. Ecosystem services as assessment endpoints for ecological risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (3): 522-528. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1707

Naeem, S.; Bunker, D.E.; Hector, A.; Loreau, M.; Perrings, C., 2009. *Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective*. Oxford University Press, 368 p.

Nienstedt, K.M.; Brock, T.C.M.; van Wensem, J.; Montforts, M.; Hart, A.; Aagaard, A.; Alix, A.; Boesten, J.; Bopp, S.K.; Brown, C.; Capri, E.; Forbes, V.; Kopp, H.; Liess, M.; Luttik, R.; Maltby, L.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Hardy, A.R., 2012. Development of a framework based on an ecosystem services approach for deriving specific protection goals for environmental risk assessment of pesticides. *Science of the Total Environment*, 415: 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.057

Pesce, S.; Mamy, L.; Achard, A.L.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Rechauchere, O.; Tibi, A.; Leenhardt, S.; Sanchez, W., 2021. Collective scientific assessment as a relevant tool to inform public debate and policymaking: an illustration about the effects of plant protection products on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (28): 38448-38454. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-14863-w

Petchey, O.L.; O'Gorman, E.J.; Flynn, D.F., 2009. A functional guide to functional diversity measures. *Biodiversity, Ecosystem Functioning, & Human Wellbeing Naeem S, Bunker DE, Hector A, Loreau M, Perrings C, eds. Oxford University Press, Oxford*: Chapter 4, 49-59.

Pettorelli, N.; Buhne, H.S.T.; Tulloch, A.; Dubois, G.; Macinnis-Ng, C.; Queiros, A.M.; Keith, D.A.; Wegmann, M.; Schrodt, F.; Stellmes, M.; Sonnenschein, R.; Geller, G.N.; Roy, S.; Somers, B.; Murray, N.; Bland, L.; Geijzendorffer, I.; Kerr, J.T.; Broszeit, S.; Leitao, P.J.; Duncan, C.; El Serafy, G.; He, K.S.; Blanchard, J.L.; Lucas, R.; Mairota, P.; Webb, T.J.; Nicholson, E., 2018. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (2): 71-93. http://dx.doi.org/10.1002/rse2.59

Pipe, A.E., 1992. Pesticide effects on soil algae and cyanobacteria. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 127: 95-170. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4613-9751-9_4

Potschin-Young, M.; Czucz, B.; Liquete, C.; Maes, J.; Rusch, G.M.; Haines-Young, R., 2017. Intermediate ecosystem services: An empty concept? *Ecosystem Services*, 27: 124-126. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.001

Potschin, M.B.; Haines-Young, R.H., 2011. Ecosystem services: Exploring a geographical perspective. *Progress in Physical Geography-Earth and Environment*, 35 (5): 575-594. http://dx.doi.org/10.1177/0309133311423172

Poveda, J., 2021. Y Cyanobacteria in plant health: Biological strategy against abiotic and biotic stresses. *Crop Protection*, 141: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105450

Qiu, K.Y.; Xie, Y.Z.; Xu, D.M.; Pott, R., 2018. Ecosystem functions including soil organic carbon, total nitrogen and available potassium are crucial for vegetation recovery. *Scientific Reports*, 8: 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-25875-x

Rasmussen, L.V.; Christensen, A.E.; Danielsen, F.; Dawson, N.; Martin, A.; Mertz, O.; Sikor, T.; Thongmanivong, S.; Xaydongvanh, P., 2017. From food to pest: Conversion factors determine switches between ecosystem services and disservices. *Ambio*, 46 (2): 173-183. http://dx.doi.org/10.1007/s13280-016-0813-6

Rossi, F.; Potrafka, R.M.; Pichel, F.G.; De Philippis, R., 2012. The role of the exopolysaccharides in enhancing hydraulic conductivity of biological soil crusts. *Soil Biology & Biochemistry*, 46: 33-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2011.10.016

Ruden, C.; Adams, J.; Agerstrand, M.; Brock, T.C.M.; Poulsen, V.; Schlekat, C.E.; Wheeler, J.R.; Henry, T.R., 2017. Assessing the relevance of ecotoxicological studies for regulatory decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (4): 652-663. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1846

Rumschlag, S.L.; Mahon, M.B.; Hoverman, J.T.; Raffel, T.R.; Carrick, H.J.; Hudson, P.J.; Rohr, J.R., 2020. Consistent effects of pesticides on community structure and ecosystem function in freshwater systems. *Nature Communications*, 11 (1): 9. http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-20192-2

Saaristo, M.; Brodin, T.; Balshine, S.; Bertram, M.G.; Brooks, B.W.; Ehlman, S.M.; McCallum, E.S.; Sih, A.; Sundin, J.; Wong, B.B.M.; Arnold, K.E., 2018. Direct and indirect effects of chemical contaminants on the behaviour, ecology and evolution of wildlife. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 285 (1885): 10. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2018.1297

Schulze, E.-D.; Mooney, H.A., 2012. *Biodiversity and ecosystem function*. Springer Science & Business Media, 525 p.

Schumacher, E.F., 1973. *Small is Beautiful: Economics as if People Mattered*. London: Blond and Briggs.

Svensson, E.I.; Gomez-Llano, M.A.; Torres, A.R.; Bensch, H.M., 2018. Frequency Dependence and Ecological Drift Shape Coexistence of Species with Similar Niches. *American Naturalist*, 191 (6): 691-703. http://dx.doi.org/10.1086/697201

Swenson, N.G.; Erickson, D.L.; Mi, X.C.; Bourg, N.A.; Forero-Montana, J.; Ge, X.J.; Howe, R.; Lake, J.K.; Liu, X.J.; Ma, K.P.; Pei, N.C.; Thompson, J.; Uriarte, M.; Wolf, A.; Wright, S.J.; Ye, W.H.; Zhang, J.L.; Zimmerman, J.K.; Kress, W.J., 2012. Phylogenetic and functional alpha and beta diversity in temperate and tropical tree communities. *Ecology*, 93 (8): S112-S125. http://dx.doi.org/10.1890/11-0402.1

The Economics of Ecosystems and Biodiversity; Kumar, P., 2010. *The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations*. London and Washington: Earthscan.

Thomsen, M.; Faber, J.H.; Sorensen, P.B., 2012. Soil ecosystem health and services - Evaluation of ecological indicators susceptible to chemical stressors. *Ecological Indicators*, 16: 67-75. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.05.012

Tickner, D.; Opperman, J.J.; Abell, R.; Acreman, M.; Arthington, A.H.; Bunn, S.E.; Cooke, S.J.; Dalton, J.; Darwall, W.; Edwards, G.; Harrison, I.; Hughes, K.; Jones, T.; Leclere, D.; Lynch, A.J.; Leonard, P.; McClain, M.E.; Muruven, D.; Olden, J.D.; Ormerod, S.J.; Robinson, J.; Tharme, R.E.; Thieme, M.; Tockner, K.; Wright, M.; Young, L., 2020. Bending the Curve of Global Freshwater Biodiversity Loss: An Emergency Recovery Plan. *Bioscience*, 70 (4): 330-342. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biaa002

Tilman, D., 2004. Niche tradeoffs, neutrality, and community structure: A stochastic theory of resource competition, invasion, and community assembly. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101 (30): 10854-10861. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0403458101

Tilman, D.; Isbell, F.; Cowles, J.M., 2014. Biodiversity and Ecosystem Functioning. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 45*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 471-493. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917

United Nations, 1992. *Convention on Biological Diversity*, 30 p. https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf

van der Hel, S.; Biermann, F., 2017. The authority of science in sustainability governance: A structured comparison of six science institutions engaged with the Sustainable Development Goals. *Environmental Science & Policy*, 77: 211-220. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2017.03.008

van der Plas, F., 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, 94 (4): 1220-1245. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12499

Van Wensem, J.; Calow, P.; Dollacker, A.; Maltby, L.; Olander, L.; Tuvendal, M.; Van Houtven, G., 2017. Identifying and Assessing the Application of Ecosystem Services Approaches in Environmental Policies and Decision Making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 41-51. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1836

van Wensem, J.; Maltby, L., 2013. Ecosystem services: From policy to practice. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 211-213. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1412

Vinebrooke, R.D.; Cottingham, K.L.; Norberg, J.; Scheffer, M.; Dodson, S.I.; Maberly, S.C.; Sommer, U., 2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104 (3): 451-457.

Wegener, K.E.; Aldag, R.; Meyer, B., 1985. Soil algae - Effects of herbicides on growth and c2h2 reduction (nitrogenase) activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 17 (5): 641-644. http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(85)90041-0

Westman, W.E., 1977. How much are natures services worth. *Science*, 197 (4307): 960-964. http://dx.doi.org/10.1126/science.197.4307.960

Whittaker, R.H., 1960. Vegetation of the Siskiyou mountains, Oregon and California. *Ecological Monographs*, 30 (3): 280-338. http://dx.doi.org/10.2307/1943563

Winter, M.; Devictor, V.; Schweiger, O., 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology & Evolution*, 28 (4): 199-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015

Xiao, H.; McDonald-Madden, E.; Sabbadin, R.; Peyrard, N.; Dee, L.E.; Chades, L., 2019. The value of understanding feedbacks from ecosystem functions to species for managing ecosystems. *Nature Communications*, 10: 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41467-019-11890-7

Zaady, E.; Arbel, S.; Barkai, D.; Sarig, S., 2013. Long-term impact of agricultural practices on biological soil crusts and their hydrological processes in a semiarid landscape. *Journal of Arid Environments*, 90: 5-11. http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.021

Partie II.
Synthèses thématiques

Chapitre 4. Contamination de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques 131

Chapitre 5. Pratiques et aménagements pour limiter les transferts de produits phytopharmaceutiques 297

Chapitre 6. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les producteurs primaires 413

Chapitre 7. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les microorganismes hétérotrophes des écosystèmes terrestres, aquatiques continentaux, et marins 497

Chapitre 8. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes terrestres 547

Chapitre 9. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes terrestres 623

Chapitre 10. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes aquatiques 721

Chapitre 11. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes aquatiques 771

Chapitre 12. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les réseaux trophiques 821

Chapitre 13. Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques 871

Chapitre 14. Modélisation des effets des produits phytopharmaceutiques 937

Chapitre 15. Encadrement réglementaire de l'évaluation des risques et des impacts des produits phytopharmaceutiques 985

Chapitre 16. Spécificités du biocontrôle 1041

Chapitre 17. Spécificités dans les territoires ultra-marins 1129

Chapitre 18. Spécificités relatives aux jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI).....1137

Annexe de la Partie II. La méthode PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*) 1187

Chapitre 4.
Contamination de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques

Auteurs : **Carole Bedos**, **Christelle Margoum** (coordinatrice), **Dominique Munaron**, **Sylvie Nelieu**

Documentaliste : Anne-Laure Achard

Pilote référent : Stéphane Pesce

Sommaire

Introduction **133**
Analyse des ressources bibliographiques exploitées 133
Exploitation des résultats 134

1. Etat de la contamination des différents compartiments en France **137**

1.1. Contamination des sols par les produits phytopharmaceutiques 137
1.1.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment sol dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche 137
1.1.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux terrestres ? 138
1.1.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations et de la rémanence des substances dans les sols ? 149

1.2. Contamination des milieux aquatiques continentaux par les produits phytopharmaceutiques 152
1.2.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment eau douce dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de recherche 152
1.2.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux aquatiques continentaux ? 159
1.2.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ? 166
1.2.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, et de la rémanence des substances dans l'eau douce ? 169

1.3. Contamination du milieu marin par les produits phytopharmaceutiques 173
1.3.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment milieu marin dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche 173
1.3.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux marins ? 181

1.3.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ? 211
1.3.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, de la rémanence des substances en milieu marin ? 212
1.4. Contamination de l'air par les produits phytopharmaceutiques 213
1.4.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment air dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche 213
1.4.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination de l'air ? 217
1.4.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ? 221
1.4.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, de la rémanence des substances dans l'air ? 222
1.5. Contamination des interfaces par les produits phytopharmaceutiques 225
1.5.1. Interface sol / eau douce 225
1.5.2. Interface eau douce / milieu marin 227
1.5.3. Interface air / autres milieux 228
1.6. Focus sur quelques substances spécifiques 229
1.6.1. L'insecticide chlordécone 229
1.6.2. L'herbicide glyphosate 233
1.6.3. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes 237
1.6.4. Les fongicides de la famille des SDHI (inhibiteurs de la succinate déshydrogénase) 240
1.6.5. Les substances de biocontrôle 241
1.7. Synthèse de l'état de contamination de l'environnement en France par les produits phytopharmaceutiques 243
1.7.1. Dans les sols - milieu terrestre 243
1.7.2. Dans le milieu aquatique continental 245
1.7.3. Dans le milieu marin 246
1.7.4. Dans le compartiment aérien 248
2. Quelles pistes pour améliorer l'évaluation des niveaux de contamination des écosystèmes ? 250
2.1. Messages clés sur les modalités d'acquisition des données actuelles disponibles 250
2.1.1. Variabilité liée au choix de la matrice et à l'échantillonnage 251
2.1.2. Variabilité liée au stockage des échantillons 255
2.1.3. Variabilité liée à l'analyse des PPP dans les échantillons environnementaux 256
2.2. Outils innovants de prélèvements/échantillonnage 258
2.2.1. Sol 258
2.2.2. Milieux aquatiques 259
2.2.3. Air 261
2.2.4. Matrices biologiques / bioindicateurs 261
2.3. Stratégies d'analyses émergentes des PPP organiques 262
2.3.1. Préparation des échantillons environnementaux avant analyse 262
2.3.2. Analyse des contaminants organiques 263
2.3.3. Cas des substances polaires et des énantiomères 264
2.3.4. Cas des mélanges complexes, incluant la recherche de produits de transformation 265
3. Conclusions 266
3.1. Principaux acquis 266
3.2. Lacunes/manques/questions peu abordées 268
3.3. Pistes de recherche 269
Références bibliographiques 271

Introduction

Ce chapitre a pour objectif de faire un état des lieux de la contamination des différents compartiments de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques (PPP) autorisés ou non. L'analyse proposée s'appuie principalement sur des connaissances disponibles dans les études scientifiques menées sur le territoire français, métropole et outre-mer, au cours des 20 dernières années. Des données issues des réseaux de surveillance réglementaire, quand elles existent, ont également pu être mobilisées suivant les compartiments pour répondre aux objectifs de l'expertise.

Sur la base de la saisine, le travail d'expertise réalisé dans le cadre de ce chapitre avait notamment l'ambition de répondre aux questions suivantes :

- Quel niveau de connaissance concernant l'état des lieux de la contamination de l'environnement par les PPP en France et son évolution récente ?
- Quelles méthodes et connaissances concernant la contamination du biote dans les différents compartiments environnementaux ?
- Quel niveau de confiance des données selon les méthodes utilisées (de l'échantillonnage à l'analyse et traitement de données) ?
- Quelles méthodes alternatives ? Quelles méthodes pour appréhender l'origine de la contamination ?
- Y a-t-il des spécificités ultra-marines pour toutes ces questions ?
- Quelle est la contribution des PPP à la contamination de l'environnement par rapport aux autres sources et usages de ces substances ?

L'état des lieux en France sur la contamination de l'environnement par les PPP, y compris dans les territoires d'outre-mer, est ainsi présenté par type de compartiment (milieu terrestre, milieu aquatique continental, milieu marin, air) en respectant une trame de rédaction identique pour faciliter la lecture et la comparaison des informations. Une compilation des informations recueillies tous compartiments confondus pour une sélection de substances qui, pour la plupart, font l'objet de cadres d'actions politiques spécifiques (i.e. chlordécone, glyphosate, familles des néonicotinoïdes et des inhibiteurs de la succinate déshydrogénase ou SDHI, substances de biocontrôle) est proposée en fin de partie. Ensuite, les perspectives pour améliorer l'évaluation des niveaux de contamination des écosystèmes sont proposées de manière commune, en s'appuyant le cas échéant sur une analyse plus globale des connaissances internationales.

Analyse des ressources bibliographiques exploitées

Des requêtes génériques ont été construites sur la période 2000-2021. Les termes choisis concernent i) le thème commun lié à la contamination de l'environnement, ii) les différentes familles de contaminants considérées dans l'expertise (pesticides organiques, inorganiques, biocontrôle), iii) les zones géographiques (France, métropole et Départements et régions d'outre-mer - DROM, Jardins, espaces végétalisés, infrastructures - JEVI). Ces requêtes ont été complétées par des équations de recherche adaptées à chacun des 4 compartiments de l'environnement (air, sol, milieu aquatique continental, milieu marin). Des spécificités ont par ailleurs été apportées lorsqu'il nous a semblé nécessaire de mieux cibler les résultats en lien avec les questionnements de l'expertise (par exemple, exclusion des termes eau potable, eaux usées…).

Ainsi, pour chaque compartiment, plusieurs combinaisons d'équations ont été créées avec une recherche de mots clés dans le WoS (Web of Science) sur le titre, les mots clés de l'auteur et pour certains compartiments sur le résumé. Les combinaisons de requêtes croisent alors: contamination *x* type de contaminant *x* zone géographique.

A titre d'exemple, pour la contamination par les pesticides en milieu aquatique continental :

Requête contamination :

(TI=(contamin* or concentrat* or bioaccumul* or monitor* or pollut* or fate or residu* or dissipat* or occur* or behavi*) OR AK=(contamin* or concentrat* or bioaccumul* or monitor* or pollut* or fate or residu* or dissipat* or occur* or behavi*) OR AB=(contamin* or concentrat* or bioaccumul* or monitor* or pollut* or fate or residu* or dissipat* or occur*)) AND PY=(2000-2020) NOT TS=("crop residu*") NOT AK=("crop residu*") NOT AB=("crop residu*")

Requête contaminants :

(TI=(pesticid* or herbicid* or insecticid* or nematicid* or helminticid* or fungicid* or bactericid* or Acaricide or Algicide or Attractant or Desiccant or Elicitor or Molluscicide or Rodenticide or biopesticide* or "phytosanitary product$" OR "plant protection product*" OR "plant protection compound$" or "phytosanitary compound$" or "phytopharmaceut* compound$" or "phytopharmaceut* product$") OR AK=(pesticid* or herbicid* or insecticid* or nematicid* or helminticid* or fungicid* or bactericid* or Acaricide or Algicide or Attractant or Desiccant or Elicitor or Molluscicide or Rodenticide or biopesticide* or "phytosanitary product$" OR "plant protection product*" OR "plant protection compound$" or "phytosanitary compound$" or "phytopharmaceut* compound$" or "phytopharmaceut* product$")) and PY=(2000-2021)

Requête milieu aquatique continental :

TI=(water* or floodplain* or "flood plain*" or fluvial* or impoundment* or "inland water" or lagoon* or lake* or lentic* or lotic* or marsh* or pond* or reservoir* or riparian* or river* or springs or stream$ or swamp* or "water body" or wetland* or watershed or sediment or channel or freshwater or "suspended matter*"or "suspended particul*" or ditch*) OR AK=(water* or floodplain* or "flood plain*" or fluvial* or impoundment* or "inland water" or lagoon* or lake* or lentic* or lotic* or marsh* or pond* or reservoir* or riparian* or river* or springs or stream$ or swamp* or "water body" or wetland* or watershed or sediment or channel or freshwater or "suspended matter*" or "suspended particul*" or ditch*)

A l'issue de cette première phase de recherche réalisée en 2020, nous avons obtenu, tous compartiments confondus, 11 310 résultats issus des requêtes du WOS et 10 926 après dédoublonnage, dont la majorité sont relatives aux milieux terrestre et aquatique continental et concernent les contaminants organiques. La phase de tri réalisée par les experts sur la base des titres, mots-clés et résumé a abouti à la sélection de seulement 1 364 résultats.

Chaque expert a ensuite complété son corpus issu de cette première analyse par des articles pertinents pour l'Expertise scientifique collective (ESCo) dont il avait connaissance et qui n'étaient pas répertoriés dans le WOS ou qui ont été publiés postérieurement (2021-2022), ponctuellement dans Scopus et Aureli (avec des requêtes simplifiées) et surtout par des rapports de littérature grise faisant état de contamination de l'environnement par les produits phytopharmaceutiques.

Exploitation des résultats

Chaque expert a procédé à la sélection des articles scientifiques et de littérature grise les plus pertinents. Au total, 573 références ont été retenues, parmi lesquelles 395 articles scientifiques, 59 reviews, 94 rapports scientifiques, 13 ouvrages ou chapitres d'ouvrage, 3 travaux universitaires (Figure 4-1).

En matière de contamination par les PPP, de nombeuses données de suivis, réseaux ou observatoires sont peu ou pas valorisées dans la littérature scientifique jusqu'à présent. Aussi n'utiliser que les articles scientifiques pour dresser un état des lieux de cette problématique conduirait inévitablement à un panorama incomplet et parcellaire de la situation en France. C'est pourquoi, lorsque cela est possible et pertinent, les rapports issus de la littérature grise ont également été pris en compte pour la réalisation de cette synthèse.

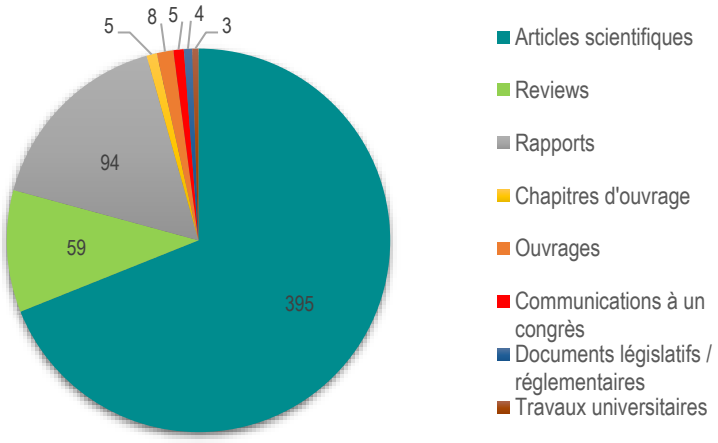


Figure 4-1. Répartition des références citées pour l'analyse de la contaminantion de l'environnement, par type de document

En termes de répartition par compartiments, les références citées dans ce document pour le milieu terrestre représentent 32,6% du total, celles sur les milieux aquatiques 30,7% et 20,2% respectivement pour eaux douces et marines et enfin celles pour l'air 16,5%.

Seules quelques références parues avant 2000 ont été sélectionnées pour leur caractère incontournable ou essentiel à la compréhension des mécanismes décrits, c'est pourquoi le nombre de références avant 2000 ne doit absolument pas être considéré comme représentatif de la littérature scientifique de la période. Car c'est essentiellement la période 2000-2021 qui a été investiguée ici. La recherche menée sur les années 2000-2021 montre une augmentation constante au cours du temps des références sélectionnées (Figure 4-2). Les questions adressées par la saisine sur l'état des lieux de la contamination en France et son évolution ont nécessité de s'appuyer d'une part sur des études s'étalant sur la période complète considérée par l'ESCo, et en considérant également beaucoup d'études récentes (d'où la poursuite active de la veille bibliographique en 2021), compte tenu de l'évolution des techniques analytiques.

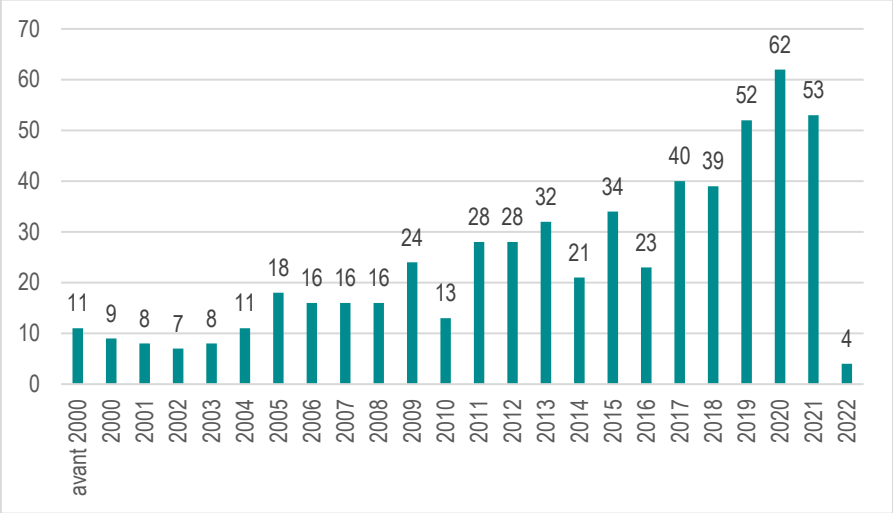


Figure 4-2. Répartition des références de ce chapitre par année de publication

L'analyse bibliographique qui suit se focalise sur les seules 428 références issues du Web of Science, la littérature grise, la plupart des ouvrages et des chapitres n'étant pas référencées dans celui-ci.

Le champ des disciplines scientifiques concernées est très large (Figure 4-3). Il est dominé par les sciences environnementales et la chimie analytique. Différentes disciplines sont également représentées et reflètent la diversité des thématiques abordées (écologie, toxicologie, agronomie…).

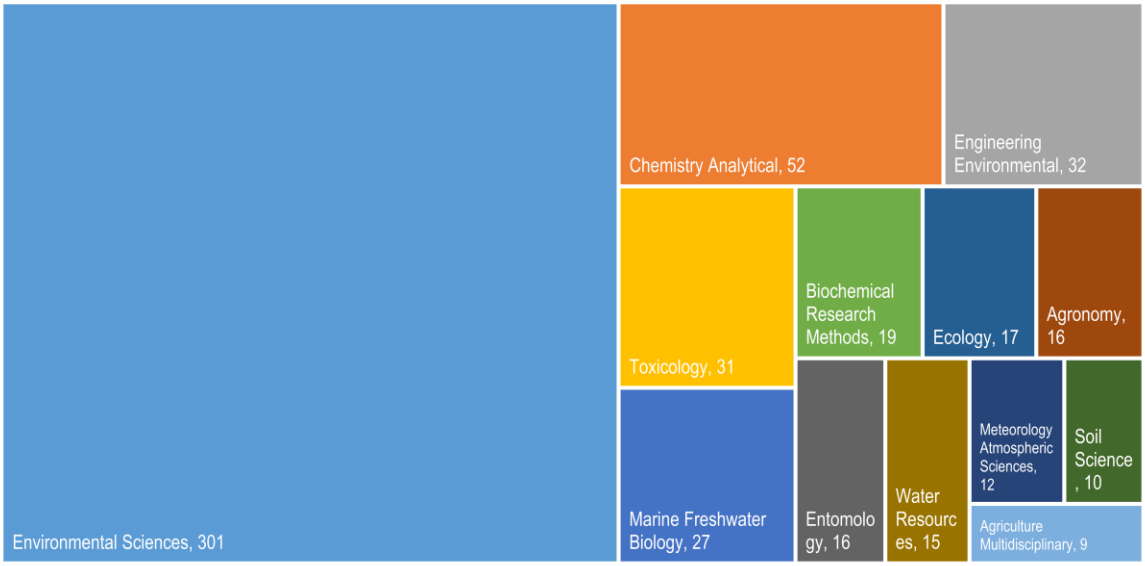


Figure 4-3. Champs disciplinaires des références utilisées dans ce chapitre selon les catégories du Web of Science

Les principaux organismes co-publiants présents dans notre corpus correspondent à la diversité de la recherche en France sur le sujet ; on retrouve les EPST/EPIC (en tête, le CNRS et INRAE puis, l'IRD, le CIRAD, l'Ifremer) et des universités françaises (Paris Saclay, Aix Marseille, Sorbonne Université, Université Léonard de Vinci, Strasbourg).

La nature des questions posées dans le cadre de l'ESCo oriente les recherches et les références sur des études menées par des équipes françaises, ce qui explique la prédominance d'organismes de recherche français co-publiants (Figure 4-4). Les 2 principaux organismes étrangers co-publiants sont : Helmotz Association et Consejo Superior de Investigaciones Cientificas SCIC.

Enfin, notons que 33 publications sont signées ou cosignées par l'un des experts de ce groupe (soit 5,8% de l'ensemble de la bibliographie citée dans ce chapitre).

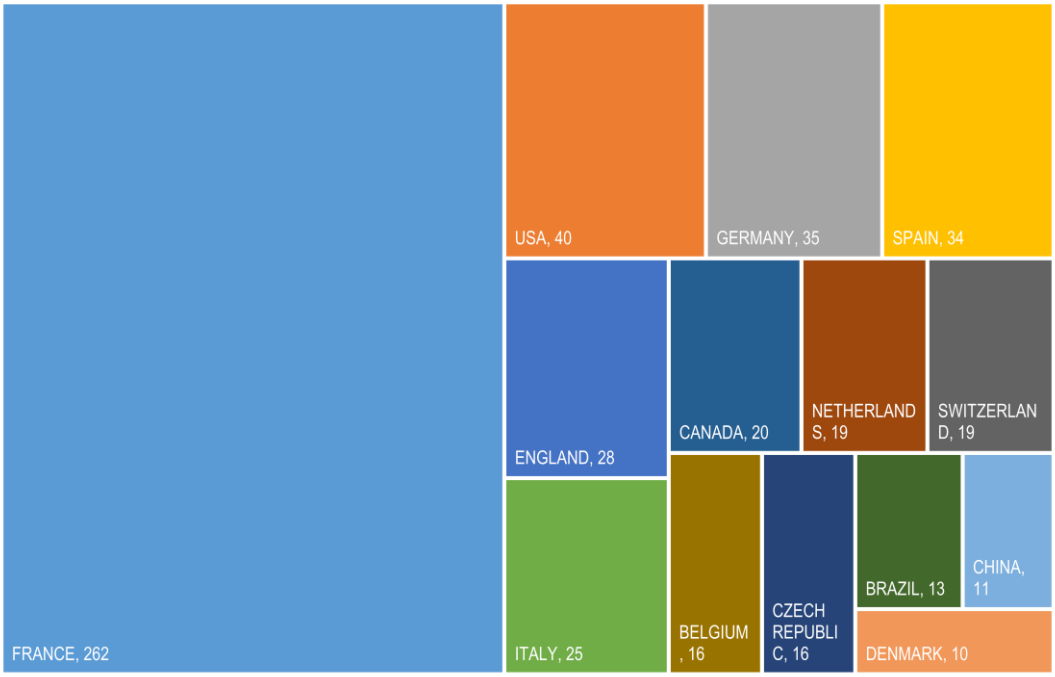


Figure 4-4. Publications du corpus co-signées avec des pays étrangers

1. Etat de la contamination des différents compartiments en France

1.1. Contamination des sols par les produits phytopharmaceutiques

1.1.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment sol dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche

Malgré les nombreuses implications de la contamination des sols, la détermination ou le suivi des résidus de PPP dans ce compartiment ne fait pas l'objet d'une **surveillance réglementaire** en France, comme c'est le cas par exemple pour l'eau. Toutefois, quelques valeurs de référence ou maximales existent, pour des PPP obsolètes et quelques produits de transformation : DDT (dichlorodiphényltrichloroéthane) et sous-produits DDD (dichlorodiphényldichloroéthane) et DDE (dichlorodiphényldichloroéthylène), HCHs (Hexachlorohexane : lindane et ses isomères alpha et delta) totaux et atrazine, aldrine, dieldrine, carbaryl, carbofuran, heptachlore et son époxyde, manèbe (Carlon, 2007). Les concentrations seuil sont des VDSS (Valeur de Définition de Source Sol) et des VCI (valeur de constat d'impact) utilisables en évaluation simplifiée du risque : les VCI pour des sites « sensibles » (terrains de jeu, jardins…) ou « non sensibles » (usage industriel ou commercial, bureaux…) ; les VDSS correspondant à la moitié des valeurs des VCI pour usage sensible. Ces valeurs seuil, de l'ordre du mg/kg, ne semblent avoir aucun lien avec des pratiques agricoles mais s'adresser plutôt à la gestion de sites industriels. Par ailleurs, en Martinique et Guadeloupe, les plans d'action chlordécone ont permis un relevé relativement exhaustif de ce contaminant dans les sols et l'établissement de cartes.

Le manque de **programmes de cartographie et de surveillance de la qualité physico-chimique et biologique des sols de France** par rapport à de nombreux autres pays d'Europe et du monde a attiré l'attention à la fin des années 1990. Divers organismes et les pouvoirs publics se sont emparé de cet enjeu et ont créé en 2001 une structure de coordination : le Groupement d'intérêt Scientifique sur les sols, GIS Sol (Arrouays *et al.*, 2021). Cette structure a délégué à l'INRA la conception puis la coordination d'un programme : le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS). Ce réseau a été fondé sur une grille systématique de 16*x*16 km couvrant la totalité du territoire métropolitain, prélevés lors d'une première campagne (2002-2009). Les données collectées concernaient différentes caractéristiques physico-chimiques, des teneurs en différents métaux dont le cuivre et en polluants organiques comme des HAP (Hydrocarbures aromatiques polycycliques), PCDD (Polychlorodibenzo-p-dioxines), PCDF (Polychlorodibenzo-furanes), PCB (Polychlorobiphényles), ainsi que quelques PPP organiques et métabolites dont de nombreux PPP désormais non autorisés (Villanneau *et al.*, 2011) :

- des organochlorés (alpha endosulfan, beta endosulfan, DDT (et ses produits de transformation DDD et DDE), aldrine, endrine, dieldrine, lindane (= gamma-hexachlorohexane ou gamma HCH, et ses produits de transformation alpha-HCH et delta-HCH), heptachlore).

- des herbicides de type triazines (atrazine, simazine, propazine, terbuthylazine, cyanazine, méthoprotryne, amétryne, desmétryne, prométryne, atratone, prométone, les métabolites dééthlyl-atrazine et déisopropyl-atrazine) et phénylurées (isoproturon, diuron, linuron, néburon, fénuron, monuron, monolinuron, méthabenzthiazuron et leurs métabolites isopropylaniline, IPPU, IPPMU, DCPU, DCPMU),

Par la suite, dans le cadre de son dispositif de Phytopharmacovigilance (PPV), l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail) a amorcé la poursuite et l'élargissement d'une surveillance des résidus de PPP dans les sols sur le RMQS lors d'une deuxième campagne de prélèvement actuellement en cours (2016-2027), en y intégrant des substances actuellement approuvées. Une étude menée dans le cadre du projet « Phytosol-RMQS » vise à évaluer la faisabilité de l'analyse puis de mesurer les teneurs des 111 molécules sélectionnées parmi les 250 définies par l'Anses comme prioritaires (Froger *et al.*, 2020). La priorisation a été réalisée, selon une méthode commune à l'ensemble de la PPV, en prenant en compte les données de danger, de risque, de quantités vendues annuellement et d'occurrence dans les sols d'autres pays européens disponibles dans les publications scientifiques. Les mesures sont réalisées dans des sols issus de 50 sites

principalement des surfaces en grandes cultures, viticulture et arboriculture, en intégrant des critères pédologiques comme les teneurs en carbone et argile, afin d'être représentatif des sols français. Cette nouvelle campagne de mesure concerne donc une bien plus large gamme de PPP, plus actuels, en s'appuyant sur les méthodes analytiques de dernière génération. Les résultats commenceront à être disponibles à partir de l'été 2022.

En dehors des travaux liés au RMQS, on peut regretter qu'aucune analyse de PPP ne soit prévue dans d'autres travaux de grande envergure, tel que le programme « 500 ENI » lancé en 2012 par le ministère de l'agriculture dans le cadre du plan Ecophyto, sur les effets non-intentionnels (ENI) des pratiques (incluant les PPP) sur la biodiversité (Andrade *et al.*, 2021). Toutefois, en dehors des sols mais en milieu terrestre, une surveillance des contaminants de type PPP a été réalisée dans des matrices liées aux abeilles, dont les pollens (e.g., Chauzat *et al.* (2006; 2009; 2011) ; Lambert *et al.* (2013)). L'analyse de telles matrices apporte des informations complémentaires à celles des sols, par l'intégration d'une échelle plus large qu'elles permettent et par le fait que la détection de PPP y démontre *a minima* que ceux-ci étaient présents et biodisponibles pour les pollinisateurs notamment dans l'environnement (hors traitement des ruchers).

Dans les **travaux de recherche**, le sol de surface est la principale matrice échantillonnée. Néanmoins, quelques travaux ont été menés en France sur d'autres matrices, en particulier sur les pollens et nectars (en lien avec la préoccupation pollinisateurs et néonicotinoïdes), sur le biote et de façon anecdotique, la litière (feuilles mortes et débris végétaux en décomposition qui recouvrent le sol).

Les substances recherchées et dosées sont principalement le cuivre pour les métaux (en vignes) et, pour les composés organiques, soit les molécules compatibles avec les méthodes multirésidus, soit le glyphosate et son métabolite (ou produit de transformation) AMPA. Les listes de composés en méthodes multirésidus sont très disparates d'une étude à l'autre ; les plus communs étant souvent les PPP les plus anciens et interdits (par ex. atrazine, diuron…). En général, ces listes n'incluent que peu ou pas de produits de transformations. Les méthodes de prélèvement, d'extraction, éventuellement de purification, puis d'analyse sont aussi très diverses selon les études et évoluent au fil du temps. Les rendements d'extraction varient à la fois selon les méthodes employées et les caractéristiques des sols. De plus, les limites de quantification (LQ) dépendent des méthodes de préconcentration éventuelle et de purification (*cf.* effet matrice) et des techniques d'analyse (chromatographie en phase gazeuse - GC, chromatographie en phase liquide - LC ou chromatographie liquide à haute performance - UHPLC, performances du spectromètre de masse).

Pour le cuivre, la situation semble plus claire sur le plan analytique car la méthode d'extraction est normalisée pour la teneur totale (NF X31-147, AFNOR, 1996). Mais, en termes de « contamination », la teneur totale est moins judicieuse à déterminer que les ions libres, ou la teneur disponible.

L'échantillonnage reste manuel et ponctuel, le plus souvent par carottage. Mais 1) la profondeur de prélèvement est très variable d'une étude à l'autre (entre 0-5 et 0-40 cm) et 2) le nombre de prélèvements à réaliser pour obtenir après mélange un échantillon « représentatif » d'un lieu est souvent faible (entre 1 et 3 souvent, mais pouvant atteindre 10). La considération ou non de la litière ou de la végétation de surface est rarement mentionnée. L'ensemble de ces contraintes et biais méthodologiques obligent donc à prendre des précautions lors de la comparaison de résultats acquis dans différents laboratoires ou dans un même laboratoire à plusieurs années d'intervalle.

1.1.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux terrestres ?

Contamination des sols

La **distribution spatiale** en France, à l'échelle de régions voire de la métropole, a été cartographiée par le RMQS pour un nombre très limité de substances telles que le lindane (Villanneau *et al.*, 2009; Orton *et al.*, 2013), le DDT et son métabolite DDD, ainsi qu'un métabolite de l'isoproturon, l'isopropylphényl-méthylurée (Villanneau *et al.*, 2011). Globalement, ces études ont montré que les concentrations en herbicides et organochlorés étaient supérieures aux altitudes faibles (transport vers les bas de pente), dans les sols riches en carbone organique

(piégeage, ou en culture d'où la richesse en carbone sur le site d'épandage) et plutôt en zone peu peuplée (application moindre en zone urbanisée). Le lindane (gamma-HCH) a été trouvé dans tous les sols RMQS du nord de la France, même ceux prélevés hors des zones d'application agricoles (Villanneau *et al.*, 2009). Les rapports très faibles en alpha- / gamma-HCH et en delta- / gamma-HCH suggéraient que beaucoup de temps s'était écoulé depuis l'utilisation du HCH technique dans la zone étudiée, ou que des sources d'émission de lindane étaient toujours présentes. Un fort gradient de concentration de lindane a été observé, avec les concentrations les plus élevées dans une zone située dans la région nord. Les moyennes étaient de 0,83 µg/kg, 0,59 µg/kg et 0,63 µg/kg en culture, prairie et forêt respectivement, avec un maximum ponctuel à 4,92 µg/kg. Les résultats suggèrent qu'une partie du lindane observé dans la zone de concentration élevée peut provenir de la volatilisation de lindane appliqué longtemps avant sur des zones intensivement cultivées, qui a ensuite été transporté par les vents dominants venant du sud-ouest et déposé dans une dépression densément habitée (Villanneau *et al.*, 2009). A l'échelle de la France, Orton *et al.* (2013) ont expliqué une partie de la variabilité du lindane par l'utilisation sur des terres cultivées (due aux apports directs passés du lindane et à sa persistance dans les sols) et par les précipitations (due à la re-déposition de lindane). Les cartes montrent que les concentrations sont généralement les plus importantes dans le nord et le nord-ouest de la France, zones de terres agricoles plus intensives. En dehors du lindane, parmi les PPP et métabolites organochlorés recherchés dans les mesures du RMQS, Villanneau *et al.* (2011) ont observé que le DDE a été le plus retrouvé (97 ech/105 avec concentration > Limite de Quantification -LQ-, moyenne ca 1 µg/kg et max 21,8 µg/kg). Les herbicides et leurs métabolites ont été détectés (LQ entre 8 et 63 ng/kg) dans aucun (atratone) à 50% des échantillons, la fréquence étant supérieure en culture par rapport aux prairies et forêts.

Lors d'une **étude menée à l'échelle de l'Europe** (11 pays), Silva *et al.* (2019) ont recherché 76 résidus de PPP dans des sols de surface prélevés en 2015 en parcelles agricoles. Dans les 30 sols prélevés en France, le nombre de résidus détectés et/ou quantifiés était de 0 dans environ 20% des sols, 1 dans 25%, 2 à 5 dans 47% et 6 à 10 dans 8% des sols. Dans le groupe de pays où la France était incluse (ouest de l'Europe), la principale combinaison était l'AMPA, le glyphosate, le phtalimide et le folpel (phtalimide = métabolite du fongicide folpel et de composés autres que des PPP). En termes de concentrations, en France et sur la base de la somme des 76 substances recherchées, les auteurs relèvent environ : 20% des sols sans PPP > LQ, 10% entre LQ et 0,05 mg/kg (et 10% de phtalimide), 30% entre 0,05 et 0,15 mg/kg, 20% entre 0,15 et 0,5 mg/kg, 7% entre 0,5 et 1 mg/kg et 3% ≥ 1 mg/kg. Les échantillons ayant été prélevés en période d'épandage (avril-octobre) entre 0 et 15-20 cm, certaines accumulations localisées ont pu être sous-estimées (eg glyphosate et AMPA, souvent plus abondants entre 0 et 2 cm), ou à l'opposé sous-estimées à cause d'export par l'eau ou le vent. Selon le délai entre le dernier épandage et le prélèvement, inconnu, il est impossible de distinguer entre un bruit de fond (pollution accumulée) et une contamination transitoire, et donc de raisonner en termes de persistance.

Une étude menée dans les Deux-Sèvres au printemps 2016 (Pelosi *et al.*, 2021), collectant en parallèle des sols de surface et des vers de terre aux mêmes endroits, dans des haies, des prairies et des cultures de céréales, a visé à évaluer la **contamination par des PPP en zones traitées et non traitées** (car hors zones d'épandage ou en agriculture biologique). Parmi les 31 PPP recherchés, les auteurs ont mis en évidence la présence d'au moins un PPP dans tous les sols (n = 180) et 92% de vers de terre (n = 155) aussi bien dans les cultures traitées que dans les habitats non traités (haies, prairies et céréales en agriculture biologique). Des mélanges d'au moins un insecticide (l'imidaclopride), un herbicide (le diflufénicanil) et un fongicide (principalement le boscalid ou l'époxiconazole, parfois le procloraze) ont été quantifié dans 90% des sols et 54% des vers de terre. Dans 40% des sols, plus de 10 PPP différents ont été observés. Les niveaux de concentration étaient en général supérieurs dans les parcelles de céréales en culture conventionnelle, dépassant parfois dans les sols les 100 ng/g voire les 500 ng/g dans le cas du diflufénicanil, du procloraze et de la pendiméthaline. Ces valeurs dépassent la dose agronomique recommandée (de 2 à 15 fois), indiquant une potentielle accumulation après de multiples applications, et explicable ou non sur la base de leur dégradabilité (demi-vie) ou de leur rétention (K_d, K_{oc}). Dans les vers de terre, la moyenne du nombre de PPP détectés était inférieure à celle des sols (3,5 ± 2,2 et 8,5 ± 4,1, respectivement), mais à des niveaux de concentration parfois supérieurs, en particulier pour le diflufénicanil et l'imidaclopride. L'imidaclopride, détectée dans 79% des vers de terre, était présente à plus de 100 ng/g dans 43% des cas et plus de 500 ng/g dans 8,4% des cas, ce qui tendait à indiquer une bioaccumulation et un risque élevé de toxicité chronique, à la fois dans les céréales d'hiver traitées et les habitats non traités considérés comme des

refuges. Les fréquences de détection dans les vers de terre étaient globalement supérieures à 15% pour, par ordre décroissant de fréquence (et entre parenthèses la concentration maximale observée) : imidaclopride (777 ng/g), diflufénicanil (3 863 ng/g), cyproconazole (117 ng/g), époxiconazole (203 ng/g), thiaclopride (42,1 ng/g), procloraze (1 210 ng/g), pendiméthaline (10 765 ng/g). Cette étude n'est pas corroborée par une autre menée en Espagne, Portugal et Hollande (Geissen *et al.*, 2021), pour laquelle l'abondance de résidus de PPP dans des sols non traités s'est révélée inférieure aux sols en agriculture conventionnelle, à la fois en nombre (environ 3 fois moins) et en concentration (70 à 90% inférieure).

Des **études plus ponctuelles** ont également été menées. Ainsi, dans des sols de grandes cultures de l'ouest du Bassin parisien, Dagnac *et al.* (2005) ont observé 26 jours après son application de l'acétochlore à presque 300 µg/kg entre 0 et 5 cm, environ 15 µg/kg à 10-20, 20-30 et 80-93 cm, mais à des concentrations inférieures à 5 µg/kg aux profondeurs intermédiaires. En parallèle, de l'atrazine (non appliquée depuis 6 ans) et son sous-produit la dééthylatrazine ont été observés entre 2 et 5 µg/kg dans tous les échantillons entre 0 et 20 cm. En Bretagne, les concentrations observées dans les sols ont été comparées aux traitements appliqués pendant 3 ans (voir section 1.1.4 ; Serra *et al.*, 2020).

Kattwinkel et al. (2011) ont comparé les usages d'insecticides dans différents pays Européens, afin de mettre en perspective les contaminations potentielles. Ils ont mis en évidence un lien avec les températures annuelles (Figure 4-5). Dans une optique de changement climatique, cela suggère que l'épandage d'insecticides (et donc la contamination des sols et/ou l'exposition des organismes non-cibles) est susceptible d'augmenter.

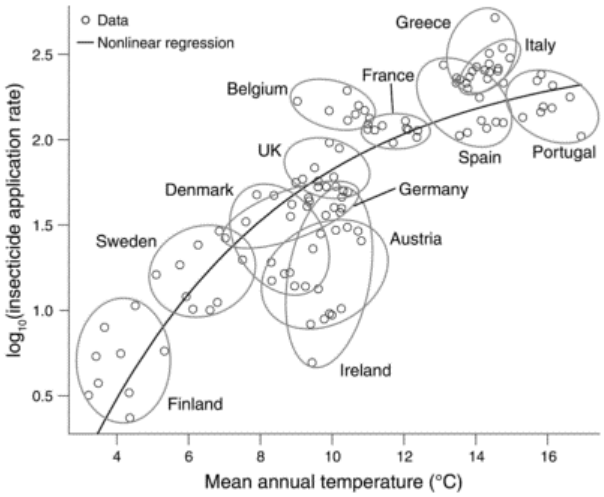


Figure 4-5. Usage d'insecticides en Europe en fonction de la température annuelle (Kattwinkel *et al.*, 2011)

La teneur en cuivre des sols français a été cartographiée par le RMQS et une **contamination par le cuivre** a été particulièrement démontrée en sols viticoles. L'association de cet élément aux différents constituants du sol, sa disponibilité, ses formes induisant une toxicité, la variation de sa concentration selon la profondeur, la pente des parcelles et l'historique d'usage de bouillie bordelaise a été analysée dans la review de Komarek *et al.* (2010). Ils mentionnent notamment que les seuils pouvant induire une toxicité (16 à 50 mg/kg de cuivre disponible, selon la forme du cuivre et l'organisme considéré) sont très souvent dépassés en vignobles. Les valeurs de teneurs totales, plus souvent déterminées (Tableau 4-1), peuvent dépasser 200 mg/kg, voire ponctuellement 1 000 mg/kg (Flores Velez *et al.*, 1996; Michaud *et al.*, 2007). Elles dépassent très couramment les valeurs d'alerte et critiques de la législation européenne (respectivement 50 et 140 mg/kg, qui interdisent l'épandage de boues de STEP, directive 86/278/EEC, 1986). La contamination des sols de vignobles dépend aussi du climat, qui module la probabilité de développement de mildiou et donc l'utilisation de bouillie bordelaise. Par exemple, le sol de vignobles méditerranéens contienne des teneurs inférieures à ceux de Champagne (Brun *et al.*, 1998; Besnard *et al.*, 2001). En Champagne, des épandages de 3 à 5 kg Cu/ha avec 3 à 10 applications/an pourraient conduire à 100-1 500 mg Cu/kg : les dosages indiquent qu'environ 60% de cet apport ont été retenus dans le sol de surface (Brun *et al.*, 1998; Besnard *et al.*, 2001).

Tableau 4-1. Concentration en cuivre dans des sols de surface de vignobles français (adapté d'après Komarek *et al*., 2010)

Localisation	Profondeur (cm)	Concentration (mg Cu/kg sol, ps)	Méthode	Référence
Champagne	0-10	248–378	$HClO_4$+HF	Besnard *et al.* (2001)
Montagne Noire (Hérault)	0-15	14–251	HNO_3+HCl	Brun *et al.* (1998) ;(2001)
Hérault	0-15	158	HNO_3+HCl	Brun *et al.* (2003)
Roujan (Hérault)	2-15	144	$HClO_4$+HF	Chaignon *et al.* (2002)
Roujan (Hérault)	0-30	22–398	$HClO_4$+HF	Chaignon *et al.* (2003)
Champagne (Marne)	5-10	232	HNO_3+HCl+HF	Chopin *et al.* (2008)
Bourgogne et Beaujolais	0-10	17–34 (vignobles récents)	$HClO_4$+HF	Dousset *et al.* (2007)
Beaujolais	0-2	323	HF	Flores-Vélez *et al.* (1996)
Bourgogne et Beaujolais	0-10	15-430	$HClO_4$+HF	Jacobson *et al.* (2005)
Hérault	Na	32-184 (max ponctuel 1030)	$HClO_4$+HF	Michaud *et al.* (2007)
Bourgogne	0-20	57-332	$LiBO_2$ at 550 °C + HNO_3	Parat *et al. (2002)*
Alsace	0-10	89-243	HNO_3	Probst *et al.* (2008)
Hérault	0-25	55-115	$HClO_4$+ HCl + HF	Ribolzi *et al.* (2002)

De fortes teneurs en cuivre peuvent limiter l'adsorption au sol de PPP, et donc les rendre plus disponibles ou mobiles. C'est le cas par exemple d'herbicides comme le terbuméton (Abiven *et al.*, 2006) ou le glyphosate (Dousset *et al.*, 2007), mais pas pour d'autres comme le diuron (Jacobson *et al.*, 2005). Les effets de divers métaux sur l'adsorption d'insecticides ont été décrits dans d'autres contextes, par ex. en culture de coton (Tariq *et al.*, 2016). L'apport aux sols agricoles français d'autres éléments métalliques *via* les PPP est relativement faible au regard des autres sources, seul celui en zinc est notable *via* l'utilisation par exemple de mancozeb ou de métirame-Zn (Belon *et al.*, 2012). Cette étude n'a pas considéré les PPP incluant de l'arsenic qui ont pu être utilisés jusque vers 1973 (arséniate de plomb, de calcium, arsénite de sodium…), ni l'arsenite de sodium utilisé jusqu'en 2001 en viticulture.

En conclusion sur ces connaissances portant sur la contamination globale des sols, peu d'études d'ampleur ont été réalisées au niveau national. Il est donc assez délicat d'en retirer une image pertinente. De plus, des divergences apparaissent entre les différentes études dans les sols : elles peuvent s'expliquer, indépendamment des méthodes analytiques, par des échantillonages de sols réalisés à différentes saisons dans des cultures variées, où les pratiques et usages de PPP peuvent être différents ; les contextes pédo-climatiques sont également différents (mais trop peu d'informations sur ces éléments de contexte potentiellement explicatifs sont disponibles pour réaliser une interprétation poussée).

Contamination du biote

Concernant le biote, des dosages réalisés en parallèle dans des animaux et dans le milieu sont rares en France. Nous ne reprendrons pas ici ceux mentionnées plus haut, sur vers de terre et sol de Pelosi *et al.* (2021) ou Delhomme *et al.* (2021) présentés dans la section consacrée au glyphosate (1.6.2), ou pour les néonicotinoïdes sur abeilles et pollens (ou nectar, etc.) de Wiest *et al.* (2011). En milieu terrestre, les voies d'exposition potentielles aux PPP sont diverses. Par exemple pour les insectes qui visitent les fleurs, non seulement cette activité est à considérer (contamination du pollen ou du nectar), mais il faut aussi prendre en compte des expositions *via* les feuilles, les tiges, l'air, le sol ou les eaux de surface, y compris les flaques (Uhl et Bruehl, 2019).

Peu de travaux ont été menés sur des organismes chlorophylliens non-cibles. Les nectars et pollens sont traités dans les parties concernant les voies d'exposition des insectes pollinisateurs (ci-après) et les néonicotinoïdes (section 1.6.3). Par ailleurs, les lichens (champignons associés à des algues vertes ou des cyanobactéries) sont utilisables comme accumulateurs/indicateurs physiologiques de contaminations métalliques (Garty *et al.*, 2000), mais aussi de contaminations organiques, et de rares études abordent les contaminations en PPP. Ainsi, le suivi des contaminations des lichens en zone agricole et ses alentours peut être informatif : par exemple, les travaux de Herzig *et al.* (2019) ont réalisé une biosurveillance passive à travers l'analyse d'une trentaine de molécules organochlorées (des insecticides et leurs produits de transformation) dans des lichens prélevés dans 16 sites

représentatifs d'activités humaines en Suisse entre 1995 et 2014. Ils ont montré une forte diminution (66%) des ces molécules dans les lichens entre les deux périodes, confirmant l'effet positif de la réglementation des émissions de POP (Polluants organiques persistants) en Suisse. Voir l'Encadré 6-3 "Lichens" dans le Chapitre 6.

Invertébrés

Dans une revue critique sur l'évaluation de l'exposition des **invertébrés du sol** (et des effets associés), Peijnenburg *et al.* (2020) soulignent que cette évaluation reste délicate : la teneur totale dans le sol est rarement pertinente et la concentration dans l'eau du sol constitue une première approche mais pas entièrement satisfaisante. En effet, l'absorption d'un PPP par un invertébré du sol dépend de l'espèce, du type de sol et des propriétés chimiques du PPP.

Concernant les métaux et terres rares, une étude menée en Italie a démontré le lien de l'accumulation de Cd, Cu, Mg et Zn dans des **carabes** (*Harpalus (Pseudoophonus) rufipe*s) avec différents traitements et cultures, alors que les autres éléments et notamment les terres rares étaient peu bioaccumulés (Naccarato *et al.*, 2020). Aucune étude comparable n'a été trouvée en France.

Des échantillons d'**abeilles** butineuses, de miel et de pièges à pollen collectés dans 18 ruchers de l'ouest de la France (Bretagne et Pays de la Loire) dans 4 différents contextes paysagers (îles avec peu d'activités anthropiques, bocages de prairies, grandes cultures et urbain/péri-urbain), à 4 périodes différentes en 2008 et 2009 ont été analysés (Wiest *et al.*, 2011 ; Lambert *et al.*, 2013). Les méthodes d'extraction (QuEChERS) et d'analyse (GC-ToF et LC-MS/MS) ont été optimisées pour extraire efficacement (rendements 60-120%) puis détecter de façon précise et sensible un ensemble de 80 PPP et médicaments vétérinaires (Wiest *et al*., 2011). Un total de 141 abeilles, 141 miels et 128 échantillons de pollen ont été collectés. Parmi eux, 102 (72,3%), 135 (95,7%) et 75 (58,6%) des échantillons, respectivement, contenaient au moins un des 80 composés analysés. La fréquence de la détection était plus élevée dans les échantillons de miel (28 composés) que dans le pollen (23 composés) ou l'abeille (20 composés), mais les concentrations les plus élevées ont été trouvées dans les pollens. Les trois PPP les plus fréquents dans l'ensemble des matrices étaient le fongicide carbendazime et deux insecticides/acaricides qui sont utilisés par les apiculteurs pour contrôler le Varroa destructor, l'amitraze et le coumaphos. Les autres composés fréquemment détectés dans les matrices étaient des métabolites de l'amitraze, le thiophanate-méthyl, le flusilazole, le triphenylphosphate (= le seul non PPP), le phosmet et le tau-fluvalinate. Les ruchers situés en contexte rural de grandes cultures étaient plus contaminés que ceux des autres contextes paysagers, mais les différences n'étaient pas significatives. La contamination des différentes matrices s'est avérée plus élevée au début du printemps qu'à toutes les autres périodes (Lambert *et al.*, 2013).

Chauzat *et al.* (2009; 2011) ont dosé divers PPP à la fois dans des abeilles (adultes et couvain) et des matrices liées aux abeilles (pollen, miel, cire). Les prélèvements ont été réalisés 4 fois par an, entre 2002 et 2005, dans des ruchers situés dans l'Eure, l'Yonne, l'Indre, le Gers et le Gard. Globalement, le nombre de résidus de PPP détectés par période d'échantillonnage et par rucher variait de 0 à 9, le plus fréquent étant 2 (29,6%). Au moins une substance a été détectée pendant 87% des périodes d'échantillonnage. Les résidus d'imidaclopride et/ou d'acide 6-chloronicotinique étaient les plus fréquemment détectés dans les charges de pollen (57,3%), le miel (29,7%) et les abeilles (26,2%). Le carbaryl a également été souvent détecté dans le pollen (13,5%) mais dans moins de 1% du miel et des abeilles, ainsi que le fipronil et/ou ses métabolites (sulfone, desulfinyl) dans 12,4% des pollens, 9,1% des abeilles et 1,7% des miels. Aucun de ces composés n'a été observé dans les cires. Par contre des fongicides (surtout penconazole, procymidone, tébuconazole, tétraconazole, vinclozoline), considérés globalement, ont été détectés à la fois dans des pollens (16%), des abeilles (9,2%), des miels (0,7% et des cires (1,1%). Dans les cires, les composés les plus détectés étaient le coumaphos (46,7%, moyenne 647 µg/kg) et le tau-fluvalinate (52,2%, moyenne 220 µg/kg). Plusieurs paires de PPP étaient présents simultanément dans les abeilles et dans le pollen, mais pas dans les cires ni le miel : les plus courantes étaient l'imidaclopride associé au tébuconazole, au fipronil (+ ses métabolites), au tau-fluvalinate ou à la deltamethrine.

A la fois par des méthodes validées de LC-MS/MS et de GC-ToF, Wiest *et al.* (2011) ont recherché 76 PPP ou métabolites dans 145 abeilles, 130 échantillons de pollen et 142 miels collectés en 2008 et 2009 dans des ruchers

des Pays de la Loire. Ils ont ainsi observé 36 composés, dont 9 PPP présents dans toutes les matrices : deux métabolites de l'amitraze, carbendazime, carbaryl, thiophanate-méthyl, coumaphos, flusilazole, phosmet et tau-fluvalinate. La présence d'amitraz, de coumaphos et de tau-fluvalinate peut être due à l'entretien des ruches. Les pollens étaient plus contaminés que les autres matrices, en particulier en carbendazime (34% des pollens, maximum 2 595 ng/g). 44% des abeilles contenaient également ce fongicide désormais interdit (max 66 ng/g). Les concentrations les plus élevées en PPP dans les abeilles ont été observées pour le thiophanate-méthyl (max 2 419 ng/g, fréquence 6%) et le chlorpyrifos (max 180 ng/g, fréquence 4%), les autres ne dépassant pas 66 ng/g. Dans une autre étude (Jabot *et al.*, 2016), le boscalid et 5 de ses produits de transformation ont été recherchés dans des abeilles prélevées dans des ruches symptomatiques. Onze des 37 échantillons se sont révélés positifs, au boscalid (< LQ soit 0,1 ng/g à 331,7 ng/g) et/ou à au moins un des produits de transformation, principalement la forme hydroxylée (0,2 à 36,3 ng/g).

Les **escargots** ont été utilisés pour leurs capacités bioindicatrices vis-à-vis des métaux (Pauget *et al.*, 2013; Louzon *et al.*, 2022), mais rarement des PPP. Cette approche, proposée par Druart *et al.* (2011b), a consisté à exposer sur place des escargots encagés pendant 10 à 16 jours à la suite du traitement à dose agronomique d'une vigne en Alsace. Les concentrations observées dans les escargots ont été : glyphosate 4 mg/kg ps (poids sec), AMPA 8 mg/kg ps, tébuconazole 0,4 à 0,8 mg/kg ps, pyraclostrobine 0,7 mg/kg ps. Le folpel, le cymoxanil et le glufosinate, également recherchés, n'ont pas été quantifiés peut-être à cause de leur dégradation rapide. En parallèle, la concentration estimée dans le sol (à partir de la dose épandue, sur 0-5 cm) était de 1,2 mg/kg de glyphosate, ce qui tend à indiquer une bioaccumulation. Une bioaccumulation de tébuconazole et de pyraclostrobine est également indiquée, sans que les concentrations de ces substances dans le sol ne soient clairement indiquées.

Vertébrés

L'exposition de vertébrés aux PPP est notamment connue par le relevé « d'incidents », suite à la découverte de **cadavres d'animaux sauvages** (par ex. *via* le réseau SAGIR, qui est un dispositif national de surveillance épidémiologique dédié à la faune sauvage). Dans la période 1990-1994, en France, la mort de 276 oiseaux, 140 mammifères mais aucun amphibien a été imputée aux PPP, dont 53% faisaient suite à un usage délibérément abusif de PPP, 18% à un usage approuvé et 3% à un mauvais usage (de Snoo *et al.*, 1999). Les PPP causant ces décès étaient des rodenticides (alpha-chloralose, strychnine, bromadiolone, chlorophacinone) et des insecticides (mevinphos, carbofuran, aldicarb, methiocarb, furathiocarb, aldrine, dieldrine) désormais interdits, ainsi que l'imidaclopride, toujours provisoirement autorisé.

Plus récemment mais toujours sans dosage dans le milieu, la mise en parallèle d'une bioaccumulation ou d'effets toxiques est régulièrement réalisée *via* la connaissance des usages. C'est par exemple le cas pour les études sur des oiseaux (Lemarchand *et al.*, 2012; 2015; Millot *et al.*, 2015; Bro *et al.*, 2016; 2017; Coeurdassier *et al.*, 2019).

Dans l'étude de Lemarchand *et al.* (2012), des PPP ont été recherchés dans le foie de 14 cadavres de **balbuzards pêcheurs** (*Pandin halietus*) essentiellement jeunes, mais leur date de collecte n'est pas indiquée. L'analyse par GC-ECD et GC-MS, avec des Limites de Détection (LD) de 0,005 mg/kg (poids frais) était focalisée sur 53 PPP : organochlorés, organophosphorés, carbamates, pyrethrinoïdes, herbicides (triazines, alachlore, S-métolachlore, trifluraline, diuron), 1 fongicide (époxiconazole), anticoagulants, rodenticides. Les PPP les plus observés, désormais interdits en usage agricole, ont été le métoxychlore (insecticide), dans 8 individus (57%, entre < 0,005 et 0,72 mg/kg, moyenne 0,13 mg/kg), l'alachlore, dans 5 individus (36%, entre 0,01 et 0,04 mg/kg) et la terbuthylazine aussi dans 5 individus (entre 0,09 et 0,9 mg/kg). Les concentrations les plus élevées ont concerné le *p,p'*-DDE (issu du DDT, 2 individus à 0,4 et 8,2 mg/kg) et l'époxiconazole (1 individu, 5,6 mg/kg). Les auteurs ont aussi observé des traces dans 1 à 4 individus (systématiquement < 1 mg/kg) d'organophosphorés (mevinphos, phorate, malathion, parathion, methidation, disulfoton sulfone, triazophos).

Bro *et al.* (2015; 2016) et Millot *et al.* (2015) se sont intéressés en 2010-2011 à l'exposition aux PPP de **perdrix grises** (*Perdrix perdrix*) membres de 75 compagnies en paysage agricole, dans 12 sites en France (Centre, Ile-de-France, Normandie, Hauts de France). Une enquête auprès de 142 agriculteurs et la détermination du parcours des perdrix leur a permis d'identifier 179 PPP auxquels les perdrix auraient potentiellement été exposées, dont 32

plus courants que les autres (Bro *et al.*, 2015). Les cultures principales étaient le blé d'hiver, l'orge d'hiver et dans une moindre mesure le colza, la betterave à sucre et des prairies (Millot *et al.*, 2015). La contamination de 139 œufs a été déterminée par GC-MS(/MS) et LC-MS/MS, sur une base plus large de 500 composés (Bro *et al.*, 2016). Au total, 15 composés différents ont été détectés dans 24 couvées. Neuf d'entre eux ont été utilisés par les agriculteurs pour protéger les cultures contre les champignons (difénoconazole, tébuconazole, cyproconazole, fenpropidine et procloraze), insectes (lambda-cyhalothrine et thiaméthoxame/clothianidine) et mauvaises herbes (bromoxynil et diflufénicanil). Certains anciens PPP étaient également détecté (fipronil(+sulfone), HCH (α,β,δ isomères), diphényl-amine, heptachlore (+époxyde) et DDT (Σ isomères)). Les concentrations variaient entre <0,01 et 0,05 mg/kg mais ont atteint dans certains cas 0,067 (thiaméthoxame/clothianidine), 0,11 (heptachlore + époxyde) et 0,34 (fenpropidine) mg/kg. En parallèle, des dosages ont été réalisés dans 94 carcasses. Si seulement 2 mortalités ont été attribuées à un empoisonnement (par du carbofuran, pourtant interdit fin 2008 : 0,4-0,7 mg/kg), au moins un PPP a été détecté dans 39,4% des carcasses de perdrix (Millot *et al.*, 2015). Il s'agissait de pyréthrinoïdes dans 22,3% des carcasses (tefluthrine 17%, cyfluthrine 3,2%, cyperméthrine 2,1%) avec des concentrations entre 0,01 et 0,11 mg/kg, mais encore d'herbicides dans 11,8% des carcasses (S-métolachlore 9,8%, linuron 2%). Des stobilurines ont aussi ont été observés dans 36 (38%) carcasses et des néonicotinoïdes dans 7 (7,4%). Parmi les substances interdites au moment de la collecte des carcasses et pourtant observées, en dehors du carbofuran précédemment cité, les auteurs ont également observé des triazines (terbuthylazine 11,8%, atrazine 6,6%, cyanazine 4%) et du lindane (1,25%).

Selon Millot *et al.* (2017), lors de la période 1995-2004, l'empoisonnement par l'imidaclopride **d'oiseaux sauvages granivores**, principalement des pigeons (Colomba spp) et des perdrix, a clairement été corrélé avec des semences traitées ou enrobées par cet insecticide. Le contenu digestif contenait des grains traités (ou enrobés) de céréales (blé et orge), maïs ou betterave. Les concentrations dans le gésier allaient jusqu'à 1 706 µg/g dans les perdrix et 287 µg/g dans les pigeons (médianes des cas positifs 15 et 34,7 µg/g, respectivement). Dans le foie, les concentrations médianes et maximales étaient respectivement de 3 et 15 µg/g dans les perdrix et de 1,4 et 43,5 µg/g dans les pigeons. L'étude, menée dans le cadre du réseau SAGIR à l'échelle de la France, a de plus montré que plus de 70% de ces incidents avaient lieu pendant les semailles d'automne.

Toujours de façon relativement ancienne, des milans royaux (*Milvus milvus*), des **milans noirs** et des **buses variables** (*Buteo buteo*) retrouvés dans diverses régions de France (réseau SAGIR) dans la période 1992-2002 et dont la mort était suspectée avoir été causée par un empoisonnement ont été analysés, dans différents tissus et avec des performances variables selon les composés. Le screening de PPP incluait un relativement grand nombre d'insecticides, herbicides, molluscicides et rodenticides. Les empoisonnements ont surtout été confirmés pour les milans royaux (82% contre 54% pour les autres), principalement à l'automne et au printemps. Les PPP observés dans les milans royaux étaient principalement des insecticides carbamates (aldicarb, carbofuran) ou organo-phosphorés (mevinphos) ou encore des anticoagulants (bromadiolone, chlorophacinone) (Berny et Gaillet, 2008).

Coeurdassier *et al.* (2019) ont recherché des rodenticides anticoagulants dans le foie de 58 carcasses d'un rapace endémique de la Réunion, le **busard de Maillard** (*Circus maillardi*), collectées entre 1999 et 2016. Des résidus de rodenticides ont été détectés dans 93% des busards. Le difénacoum était le plus fréquemment retrouvé (73% des cas positifs), suivi de la bromadiolone (70%), du brodifacoum (51%), du chlorophacinone (41%) et de la difethialone (18%). Le foie des busards contenait 1 à 5 rodenticides, des combinaisons de 2 ou 3 étant en général observées dans environ 30% des cas, surtout l'association bromadiolone-difénacoum). Les concentrations les plus élevées ont été observées pour le brodifacoum et la bromadiolone (jusqu'à 500-600 µg/kg poids frais, contre un maximum inférieur à 200 µg/kg pour les autres composés). Le nombre de busards collectés comme la proportion relative d'échantillons positifs ont augmenté avec le temps, avec un maximum pour le chlorophacinone en 2008 mais surtout une augmentation particulièrement marquée pour le brodifacoum à partir de 2014. La composition du paysage et les pratiques influencent l'exposition, qui est supérieure en zones urbaines et sous culture de canne à sucre.

Les formulations commerciales de rodenticides anticoagulants de seconde génération contiennent un mélange de 2 diastéréoisomères, majoritairement *trans*- pour la bromadiolone (70 à 90%) ou *cis*- pour le difenacoum (50 à 80%), le brodifacoum (48 à 60%), le flocoumafen et la difethialone. La toxicité des diastéroisomères serait

généralement comparable mais leur persistance susceptible d'être différente (Fourel *et al.*, 2017). L'analyse par LC-MS/MS permettant de les distinguer (avec LQ 1 à 2 ng/g) a été menée sur 13 **milans royaux** (*Milvus milvus*) trouvés morts en Auvergne pendant l'hiver 2011-2012 et dont l'état faisait suspecter un empoisonnement. Le foie des 13 animaux contenait 390 à 871 ng/g de bromadiolone essentiellement de la forme *trans*- : le diastéréoisomère *cis*- n'a été détecté que 8 fois et systématiquement à moins de 2,2 ng/g, donc avec une proportion largement inférieure aux 10-30% de la formulation commerciale (Fourel *et al.*, 2017). Le brodifacoum a également été quantifié dans 12 des 13 animaux, entre 1,4 et 60 ng/g, essentiellement sous forme *cis*- (77,1 à 100%). Des concentrations inférieures et avec une moindre fréquence ont également été observées pour le difenacoum (9 animaux sur 13, 1,7 à 11,8 ng/g, forme 100% *cis*), la difféthialone (6 animaux, 1,8 à 24,8 ng/g, forme 100% *cis*) et le flocoumafen (2 animaux, 1,6 et 3,3 ng/g). En parallèle, l'analyse des appâts contenant les rodenticides (avant et après utilisation dans des prairies) montrait des proportions *cis/trans* conformes aux descriptions commerciales. Cela pourrait être lié aux différences de propriétés pharmaco-cinétiques, la forme *cis* étant moins persistante dans le cas de la bromadiolone mais plus persistante dans les autres cas (Fourel *et al.*, 2017).

Les diastéréoisomères des mêmes rodenticides, plus ceux de première génération, ont également été analysés dans 48 foies de renards roux (*Vulpes vulpes*) et 160 fécès (77% de renards roux et 18% de chats sauvages *Felix silvestris*) collectés quelques mois après l'utilisation d'appâts traités dans 3 zones agricoles du Doubs en 2007 et 2011 (Fourel *et al.*, 2018). La bromadiolone a été observée dans 81% des foies avec des concentrations moyennes et maximales de 355 et 2 060 ng/g (poids frais), dans 23% des selles de renard avec des concentrations moyenne et maximale de 78,5 et 593 ng/g et dans 5.6% des fécès de chats sauvages à moindre concentration (moyenne 13,5 ng/g, maximum 26,5 ng/g). Cependant, la *cis*-bromadiolone n'a pas été détectée dans le foie de 35 des 39 renards roux exposés et était présente à faibles concentrations (inférieures à 24,6 ng/g) dans les 4 autres. Elle n'a pas été détectée dans 11 des excréments positifs et ne représentaient que 4,2% des résidus de bromadiolone dans les excréments. Les autres rodenticides, à l'exception du flocoumafen jamais détecté, ont été observés dans 1 à 4 foies de renard roux à des concentrations inférieures à 62 ng/g, uniquement sous forme *cis* pour le difenacoum et la difethialone. Il est à noter que la détection des expositions aux rodenticides et leur évaluation par dosage dans les fécès est mise en cause par certains des co-auteurs des travaux précédents, car ils ont démontré que les demi-vies de ces PPP dans ces matrices sont courtes, inférieures à 8 jours (Prat-Mairet *et al.*, 2017).

Des PPP lipophiles (anciens) ont été recherchés dans 71 fécès de **loutres** (*Lutra lutra*) collectés en 2004-2005 dans 4 sites géographiques du bassin de l'Allier (Lemarchand *et al.*, 2007). La somme du DDT et de ses produits de dégradation a été observée à des concentrations moyennes croissantes de l'amont vers l'aval entre 0,3 et 2,21 mg/kg (poids lipide), les autres concentrations étant inférieures : lindane 0,22-0,31 mg/kg (poids lipide), hepatchlore + hepatchlore époxyde <LQ-0,11 mg/kg (poids lipide), aldrine <LQ-0,23 mg/kg (poids lipide). L'endosulfan et le metoxychlor n'ont pas été détectés (LQ non spécifiées).

En conclusion concernant le **biote non-cible en milieu terrestre**, des PPP ont été observés dans des organismes variés, les expositions ayant pu se produire par diverses voies : *via* le sol pour des invertébrés de type vers de terre, *via* le sol et/ou la végétation pour les escargots, ou encore *via* des voies multiples pour les insectes pollinisateurs (pollen, nectar, guttation…) ou des vertébrés (certains étant omnivores/granivores (perdrix) ou prédateurs (rapaces, renard, loutre)). Par ailleurs, en termes de détection au moins, il semble que les des interdictions de substances aient peu d'effet (*cf.* travaux sur les perdrix). Enfin, les travaux sont souvent focalisés sur un petit nombre de substances, notamment pour les prédateurs (organochlorés, rodenticides), alors que des méthodes ayant un spectre beaucoup plus large existent (ex. : Rial-Berriel *et al*., 2020), sans avoir encore été appliquées en France à notre connaissance.

Contamination dans les DROM

Concernant les DROM, la plupart des travaux répertoriés concernent la contamination de la Martinique et la Guadeloupe par la chlordécone (voir section 1.6.1).

En dehors de la chlordécone, très peu de travaux relatifs aux PPP en DROM ont été conduits sur des dosages dans les sols ; ceux-ci ont porté essentiellement sur des PPP anciens, ou sur le devenir de PPP mais pas leur dosage. Ainsi, l'aldrine et la diéldrine utilisés en Martinique et Guadeloupe surtout à la fin des années 1950, ainsi que le lindane (ou ses isomères HCH), utilisé surtout entre 1960 et 1972, ont été recherchés mais retrouvés uniquement à l'état de traces dans des sols au début des années 2000 (Cabidoche, 2006). A la Réunion, en culture de canne à sucre, le devenir de 5 herbicides (l'alachlore, l'atrazine, le diuron, le 2,4-D et le triclopyr) a été évalué dans des sols de la région de Saint-Gilles (Bernard *et al.*, 2005). Les auteurs évaluent que le comportement des herbicides est différent dans ces sols volcaniques (inceptisols vertic et andepts) et en climat sub-tropical par rapport à celui observé en régions tempérées, avec des DT50 inférieurs et des K_{oc} supérieurs. Les probabilités de transfert vers les eaux de ces composés ont été évaluées, et l'étude a été généralisée à l'île pour 20 herbicides qui y sont couramment utilisés en 2015 (Le Bellec *et al.*, 2015). Les risques les plus importants de transfert ont été déterminés pour le S-métolachlore, la bentazone, le fluroxypyr, la mésotrione, la métribuzine, le nicosulfuron, l'oxadiazon et le trichlopyr.

Contamination des JEVI

Dans les JEVI, peu de travaux « complets » ont été réalisés en France.

Dans les **jardins privés**, Muratet *et al*. (2015) ont recueilli en 2009-2011 les déclarations de plusieurs milliers de particuliers propriétaires de jardins, répartis dans toute la France. Les déclarations d'usage (« souvent », « rarement » ou « jamais ») de PPP sont apparues comme largement sous-estimées (environ 1% de « souvent »). Dans une autre enquête antérieure, Blanchoud *et al.* (2004) ont trouvé que 80% de l'usage de PPP par des particuliers concernait le chlorate de sodium et le sulfate de cuivre (bouillie bordelaise), ainsi qu'un usage global de 11 g PPP organique/personne/an. Toutefois, au regard des ventes, l'usage de glyphosate semblait largement sous-évalué lors de l'enquête. Dans une étude plus récente (Joimel *et al.*, 2021), les métaux contenus dans le sol de surface de jardins familiaux urbains issus de 104 sites répartis dans trois villes françaises (Grand Nancy, Nantes et Marseille) ont été analysés. La teneur en cuivre total était supérieure dans les jardins traités par de la bouillie bordelaise (78 mg/kg en moyenne) par rapport aux sols non traités (49 mg/kg). Des augmentations de Cd, Pb et Zn ont également été observées, mais dans une moindre mesure et sans qu'elles soient nettement imputables à des traitements phytosanitaires. A pratiques constantes, la concentration en cuivre dans ces sols pourrait quasiment doubler en 100 ans (Zhong *et al.*, 2021). Par ailleurs, aux Antilles, la contamination des jardins familiaux par la chlordécone fait l'objet de surveillances spécifiques, afin d'en guider l'utilisation (Vincent *et al.*, 2011).

Des herbicides ont couramment été utilisés pour désherber des **voiries** (bords de routes, chemins, allées, voies de chemin de fer…) avant l'application de la loi Labbé en janvier 2017. Ces zones, plutôt graveleuses et pauvres en matières organiques, sont connues pour peu retenir les PPP. En conséquence, ce sont des zones où les transferts vers les eaux sont potentiellement plus importants qu'en zone agricole, mais en parallèle les composés moins adsorbés sont potentiellement plus biodisponibles et donc plus rapidement biodégradés (Albers *et al.* (2020) et références incluses). La contamination de ces zones est peu documentée en France. Blanchoud *et al.* (2007), par des enquêtes, ont établi qu'en moyenne les bords de routes nationales et autoroutes recevaient annuellement 0,21 g/m, les routes municipales 1,9 g/m, les voies ferrées et gares 4 g/m (le traitement étant supérieur le long des rails de TGV vs les autres rails). Dans la même enquête, le traitement de **parcs** privés par des PPP a été estimé à 0,15 g/m^2. Les matières actives les plus utilisées d'après l'enquête étaient le diuron (31,4%), l'amitrole (17,1%) et le glyphosate (14,4%).

Le traitement par des PPP des pelouses des **terrains de sport (incluant les golfs)** fait l'objet de divers travaux à l'international, mais aucun n'a été trouvé en France. Comme exemple des études menées, on peut citer celles portant sur l'effet de la formulation ou de l'irrigation sur le devenir de fongicides dans des terrains de golf (Badawi *et al.*, 2016; Ou et Latin, 2018). Par ailleurs, l'activité des vers de terre est la bienvenue pour le fonctionnement du sol, mais leur dépôt de turricules en surface est problématique. Pour éviter cela, des méthodes de biocontrôle sont proposées, comme l'utilisation d'huile extraite de graines de thé *Camellia oleifera* (Potter *et al.,* 2010), riche en saponines triterpènes. Cela constituerait une alternative à l'utilisation de doses modérées de PPP toxiques comme

le carbaryl, l'imidaclopride ou le thiophanate-méthyl (Tu *et al.*, 2011). De nombreux PPP ont été recherchés dans des **terrains de jeux publics** du Tyrol (Italie du nord) voisins ou non de vignes ou des vergers : l'influence de ce voisinage, en particulier des vergers, sur la contamination en PPP a été démontrée, avec une variation saisonnière (Linhart *et al.*, 2019).

La comparaison de la contamination par des PPP de ruches situées en zone (péri-) urbaine ou agricole de Pays de la Loire en 2008-2009 indique globalement une contamination légèrement supérieure en zone agricole, sans que la différence soit significative (Lambert *et al.*, 2013).

Distinction des contaminations par culture

A l'échelle européenne, Silva *et al.* (2019) indiquent comme PPP les plus fréquement détectés (sur la base de 76 substances recherchées) en céréales DDE pp + phtalimide, en culture permanente AMPA + glyphosate ou AMPA + glyphosate + phtalimide, et dans les autres cultures les mélanges de PPP n'apparaissaient qu'une fois.

Dans les sols prélevés en Deux-Sèvres en parcelles de céréales d'hiver, Pelosi *et al.* (2021) ont détecté en moyenne 11 PPP (ie 35% des PPP recherchés), avec 83% des sols contenant au moins 5 PPP. Parmi ces parcelles, les sols de celles en agriculture biologique contenaient en moyenne 6 PPP, potentiellement suite à des transferts par voie aérienne ou par l'eau. Dans les prairies, la même étude a montré la présence d'une moyenne de 7,5 PPP et sous haies 7,4 PPP.

Dans sa thèse, Justine Cruz (2015) a déterminé dans le sol de vignes du bordelais les concentrations en divers PPP organiques dont les dates d'épandage étaient connues (pour 17 molécules, épandues en 2013), ainsi que 21 autres non utilisés récemment sur ces parcelles mais d'usage courant (passé ou au moment de l'étude), ou des produits de transformation. Les prélèvements de sols de surface ont été réalisés entre février et décembre 2013 en zone traitée et non traitée. Sur les 39 molécules recherchées, 22 ont été quantifiées au moins une fois sur l'une des deux zones. En zone traitée, le composé dont la concentration moyenne est maximale est le boscalid (331,5 ng/g) suivi par la métrafénone (30,4 ng/g), l'azoxystrobine (22,0 ng/g) et le zoxamide (21,9 ng/g) ; ces 4 fongicides ont été appliqués lors de la période de prélèvement. Seuls ces 4 composés, le myclobutanil et le fludioxinil ont présenté des valeurs supérieures à 10 ng/g. En moyenne, les principaux PPP n'ayant pas été épandus en 2013 mais néanmoins observés (entre 2 et 7 ng/g en moyenne) dans la zone traitée sont le fludioxonil et la bifenthrine (appliqués deux ans avant), ainsi que le diuron et le flusilazole qui n'avaient pas été appliqués depuis 5 ans. Dans la zone non traitée, aucune concentration ne dépassait 6 ng/g, soit par exemple pour le boscalid ou la métrafénone 200 fois moins qu'en zone traitée. Les principaux PPP quantifiés étaient communs avec la zone traitée (boscalid, diuron, flusilazole, simazine, myclobutanil, métafrénone, zoxamide…).

Dans des sols de vignobles de Gaillac, Schreck *et al.* (2008) n'ont pas détecté ou très transitoirement après l'épandage du folpel, du chlorpyrifos et de la lambda-cyhalothrine (LD 7,8, 4,6 et 1,4 µg/kg respectivement), alors que les fongicides metalaxyl et myclobutanil et les herbicides flumioxazin et flazasulfuron ont été plus largement observés, à la fois en surface (0-5 cm) et dans la profondeur (échantillonnage jusqu'à 40 cm) à des concentrations entre la LD (3-5 µg/kg) et 50 µg/kg.

Selon El Hadri *et al.* (2012), la contamination des sols par des éléments traces, dont le cuivre, a été soulignée à partir de bases de données sols (RMQS) sur l'ensemble du territoire français (Baize *et al.*, 2006; 2009; Saby *et al.*, 2011). Ainsi, ces études montrent que la contamination par le cuivre dans l'ensemble de la France a plusieurs origines. La viticulture est probablement la principale source de pollution en Cu des sols en Aquitaine, Languedoc-Roussillon *et al*sace, avec également l'amendement du lisier de porc en Bretagne, tandis que le cuivre endogène (teneurs élevées issues du fond géochimique) est la source principale en Auvergne. A l'échelle européenne, les cultures d'olive et les vergers présentent aussi des niveaux élevés de cuivre dans le sol ; le niveau étant d'autant plus élevé que le climat est humide et donc les traitements antifongiques fréquents (Ballabio *et al.*, 2018).

Des études ont été réalisées à partir des concentrations de cuivre total (Saby *et al.*, 2011) ou, par exemple, du cuivre extrait à l'EDTA (CuEDTA) (Baize *et al.*, 2006). Selon El Hadri *et al.* (2012), le ratio Cu(total)/Cu(EDTA) peut

être considéré comme un marqueur de l'origine du cuivre, plus élevé dans le cas d'une origine géochimique et plus faible quand l'apport est anthropique. Donc la différence entre Cu(total) et Cu(EDTA) pourrait correspondre au Cu endogène, et Cu(EDTA) pourrait être considéré comme un marqueur du Cu d'origine anthropique. A l'échelle de l'Aquitaine, la mise en parallèle de la cartographie cantonale de Cu(EDTA) et de l'occupation des sols montre un lien visuel entre les teneurs en Cu(EDTA) dans la couche superficielle du sol (0-30 cm) et la surface relative couverte par des vignes (Figures 4-6 et 4-7). Statistiquement, ce lien est vérifié avec un intervalle de confiance de 95% et un coefficient de détermination (R^2) de 0,75 : 75% de la variance de Cu(EDTA) peuvent être expliqués au niveau cantonal par le pourcentage de surface agricole utile en vigne. De façon plus mineure, l'usage en arboriculture de fongicides ou de déchets (boue de STEP, lisier porcin) peut intervenir, voire être significative dans les vergers du Lot-et-Garonne.

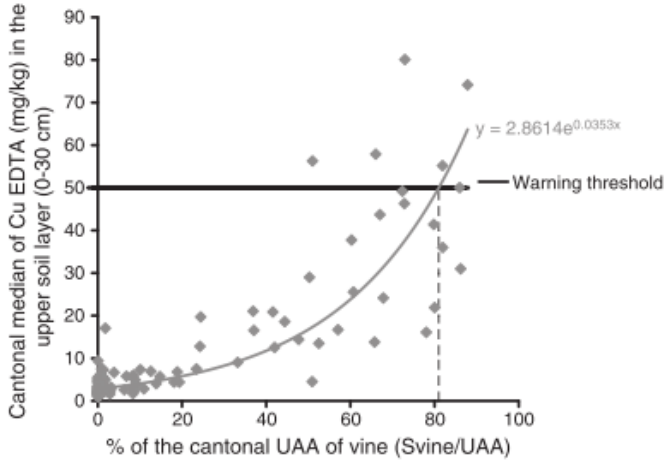


Fig. 5. Median of the Cu_{EDTA} content in the upper soil layer (0–30 cm) calculated per canton over the 2000 to 2004 period as a function of the ratio between the vine surface (S_{vine}) and the used agricultural area (UAA).

Figure 4-6. Lien entre la concentration en Cu(EDTA) dans le sol de surface et le pourcentage de surface en vigne, à l'échelle cantonale en Aquitaine (issu de El Hadri *et al.* (2012)

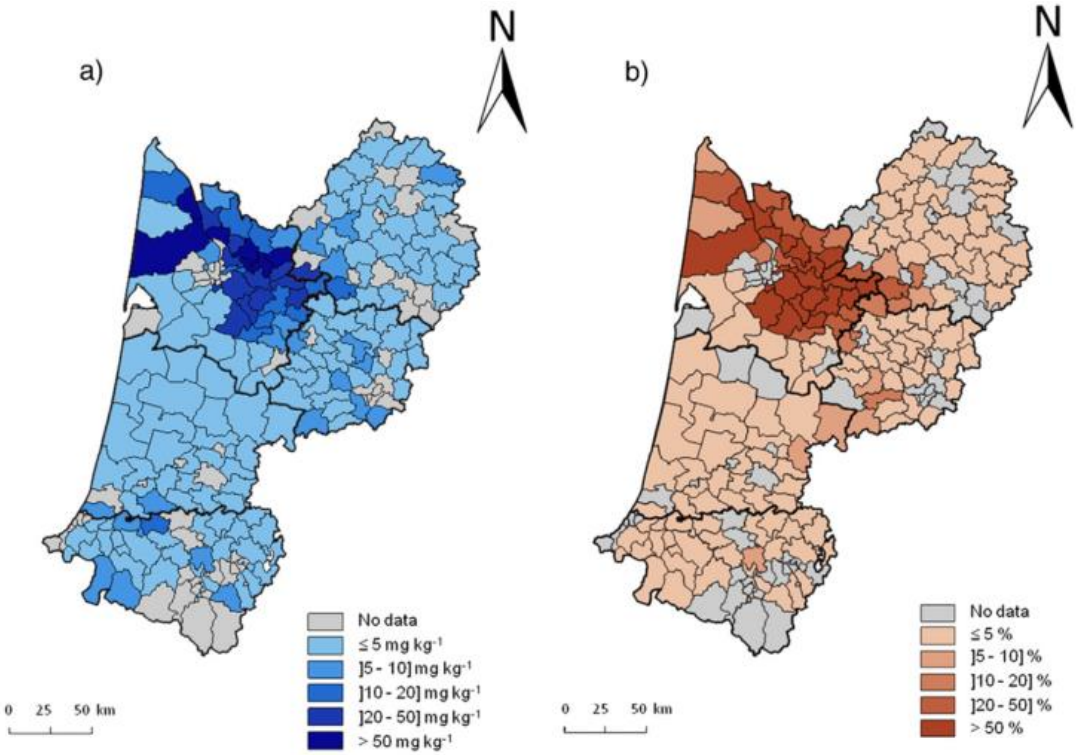


Figure 4-7. Cartes à l'échelle cantonale des concentrations en Cu(EDTA) dans le sol de surface et du pourcentage de surface agricole en vignes en Aquitaine (issu de El Hadri *et al.* (2012).

Des sols utilisés pour du maraichage ont été prélevés début 2017 en Bourgogne Franche-Comté dans 2 fermes en agriculture biologique et 4 où des triazoles tels que le difénoconazole sont couramment utilisés (30 échantillons par ferme, dont 20 en surfaces traitées dans les fermes non bio). Sur l'ensemble des échantillons, le difénoconazole n'a été détecté que dans le sol de surface (0-10 cm et non dans les segments plus profonds) prélevé aux endroits traités de 2 fermes (LD 3 µg/kg), entre 4 et 414 µg/kg. La détection du PPP spécifiquement dans ces sols a été expliquée par deux raisons différentes : le sol de l'une était le plus riche en matière organique et en argile, susceptibles de retenir le PPP alors que le sol de l'autre, sableux, avait été traité le plus récemment (Rocchi *et al.*, 2018).

1.1.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations et de la rémanence des substances dans les sols ?

Remarques générales

Les PPP sont en général utilisés sous forme d'enrobage ou de traitement de semences, ou de formulations commerciales, contenant une ou plusieurs matières actives ainsi que d'autres ingrédients (surfactants, agent antimousse, colorant, etc regroupés sous le terme « adjuvants ») qui modifient l'absorption et la stabilité des matières actives et donc leur efficacité agronomique. Les adjuvants, en modifiant le devenir et la persistance (adsorption, mobilité, dégradation biotique ou abiotique), peuvent accroitre la (bio)disponibilité donc l'exposition, d'où un potentiel effet écotoxique différent du PPP (ou du cocktail de PPP) évalué seul. Même si les études spécifient en général les noms des formulations utilisées, la comparaison du devenir et/ou de l'effet de matières actives en formulations différentes (voire de matières actives « pures » vs formulations liquides et enrobages ou traitement de semences) peut conduire à des conclusions apparemment contradictoires. De plus, d'un point de vue (éco)toxicologique, les adjuvants peuvent exercer eux-mêmes une action toxique, ce qui n'est que rarement étudié (Mesnage et Antoniou, 2018). Les effets de la formulation par ex. sur la persistance et la biodisponibilité sont plutôt étudiés en laboratoire (par ex. Fojtovà *et al.*, 2019).

Différentes études incluant des essais au champ à la dose agronomique ont été réalisées. Globalement menés en prairie ou grande culture, ces travaux comparent les valeurs observées aux valeurs théoriques (DT50, PEC…) ou aux prévisions issues de modèles. Ainsi, lors d'un essai sur colza, la diminution des concentrations en trifluraline et métazachlore dans le sol de surface (0-5 cm) a été cohérente avec les DT50 connues et le modèle PRZM, qui décrit le mouvement vertical d'un pesticide dans la zone non saturée du sol. Mais en parallèle, leur percolation vers la profondeur sous-estimée par ce même modèle (Mamy *et al.*, 2008). Mais dans la même étude, à l'inverse, le modèle sous-estimait la vitesse de dégradation du glyphosate tout en permettant une prévision correcte de la distribution du glyphosate et de son métabolite l'AMPA dans le profil de sol. Cela illustre la difficulté de prévoir la distribution verticale et l'évolution temporelle de PPP dans des sols. De la même façon, des modèles tentent d'évaluer l'exposition d'espèces non-cibles aux PPP, particulièrement dans une optique d'évaluation du risque (par ex. modèles TKTD). Dans le cas des vers de terre, la review de Roeben *et al.* (2020) souligne qu'une part des difficultés rencontrées par les modèles vient du manque de connaissances des évolutions spatiales et temporelles dans l'ensemble des situations rencontrées sur le terrain, par ex. dans les litières ou sur l'influence potentielle des pratiques culturales considérées dans leur ensemble. Des pistes de recherche impliquant des analyses isotopiques par CSIA (compound specific isotope analysis) ont été proposées par Elsner *et al.* (2016) afin de délimiter les potentiels de cette méthode pour évaluer l'origine de contaminations en PPP du milieu aquatique, pour identifier les réactions de transformation biotiques et abiotiques, ainsi que pour identifier d'éventuels « points chauds » dans des bassins versants.

L'application répétée, sur un même sol, conduit à une réduction des demi-vies pour le diuron le chlortoluron et le propyzamide, une réduction non significative pour la simazine et aucune réduction pour le diflufénicanil (Rouchaud *et al.*, 2000). Cela peut traduire une adaptation des microorganismes, qui peut influencer l'évolution temporelle, mais qui dépend donc de différents facteurs comme le composé considéré et sa persistance, et/ou le nombre d'applications et la durée de la période entre applications. De même, comme mentionné plus haut, lors d'une étude

sur l'imidaclopride menée avant sa réduction d'usage, Bonmatin *et al.* (2005) ont montré que ce PPP s'accumulait dans le sol lors de l'utilisation 2 années successives de semences traitées.

L'exposition des organismes non-cibles du sol dépend non seulement de la présence des PPP mais aussi de leur **biodisponibilité** vis-à-vis des organismes considérés. La biodisponibilité est appréhendée de façon variable selon les études, essentiellement soit par la présence des PPP dans la solution du sol (Peijnenburg *et al.*, 2012), soit dans la lignée de la norme NF EN ISO 17402, explicitée de façon plus large par Uher *et al.* (2018). Cette dernière distingue la disponibilité environnementale (évaluée par des conditions douces d'extraction chimique ou physique, la solution du sol ou des données théoriques) de la biodisponibilité environnementale (évaluée par les teneurs dans les organismes ou leurs tissus, ou par voie cinétique TK-TD) et de la biodisponibilité toxicologique (évaluée *via* les effets). Dans leur review, Hoke *et al.* (2016) soulignent l'influence à la fois des propriétés physico-chimiques des PPP et des sols comme celles du climat et du vieillissement sur la biodisponibilité, vis-à-vis des vers de terre dans leur cas. Différents travaux, essentiellement en laboratoire, cherchent à proposer des méthodes pour évaluer la biodisponibilité et un des critères d'évaluation est la sensibilité de ces méthodes au vieillissement (par ex., Awata *et al.*, 2000). Par ailleurs, les PPP sont susceptibles de devenir non disponibles par la formation de résidus liés également appelés des résidus non-extractibles ('bound residues' ou 'non-extractable residues', NER), qui sont définis par l'IUPAC (Union internationale de chimie pure et appliquée) comme étant « des espèces chimiques issues de pesticides utilisés selon les bonnes pratiques agricoles, qui ne sont pas extraites par des méthodes qui ne modifient pas de manière significative la nature chimique de ces résidus ». Sur la base des documents d'autorisation de mise sur le marché européen et de la littérature scientifique, Barriuso *et al.* (2008) ont évalué qu'environ 12% des PPP sont susceptibles de former des NER dans une proportion supérieure à 70% de la dose épandue, mais qu'environ 50% des PPP n'évoluent que peu vers la formation de NER (moins de 30% de la dose épandue). La plus faible proportion a été observée pour les dinitroanilines (<20% de NER) et la plus forte pour les carbamates, en particulier les dithiocarbamates. La présence de groupes chimiques réactifs dans la structure du PPP, de type aniline ou phénol par exemple, a tendance à conduire à une plus grande proportion de NER, de même que des cycles aromatiques. Parmi les facteurs environnementaux affectant la formation de NER, la quantité et la nature de la matière organique, ainsi que l'activité microbienne, ont un effet direct et significatif. Une classification et une modélisation des NER selon leur voie de formation et la façon dont ils sont liés au sol a été proposée par Kästner *et al.* (2014). La limitation voire l'absence d'extractiblité des NER peut être due aux interactions fortes avec la matière organique du sol, mais à terme cette matière organique est susceptible d'évoluer ce qui peut conduire à la libération de PPP ou de leurs produits de transformation (Barraclough *et al.*, 2005).

Concernant les organismes du sol tels que les vers de terre, diverses études se sont intéressées à l'évolution dans le temps des concentrations totales et « biodisponibles » en PPP dans le sol, comparées à celles présentes dans les vers de terre. Le processus de vieillissement et la formation de résidus liés diminuerait parfois la biodisponibilité des PPP pour les vers de terre (par ex. évalué par le ratio concentration dans le ver de terre/concentration dans le sol) selon des études en laboratoire (ex. : Gevao *et al.*, 2001 ; Neuwirthova *et al.*, 2019) mais cette diminution temporelle de la biodisponibilité n'est pas forcément observée ni pour tous les composés (Sudoma *et al.*, 2021), ni au champ (Nelieu *et al.*, 2020). Si on considère l'exposition de la faune non-cible aux PPP, une partie d'entre elle est susceptible de se nourrir des plantes cultivées. Les demi-vies de très nombreux PPP dans diverses cultures ont fait l'objet d'une revue systématique (Fantke et Juraske, 2013). L'exposition des oiseaux et mammifères aux PPP *via* la consommation de fruits cultivés a également été évaluée à l'échelle européenne, de façon à proposer des doses agronomiques (« residues per unit dose ») inférieures à celles actuellement en vigueur (Schabacker *et al.*, 2021).

Le devenir des PPP est en règle générale prédit sur la base d'une évaluation réalisée pour chaque matière active, de manière individuelle, selon différents critères tels que le Koc ou le temps de demi-vie (DT50). Or des associations en mélange peuvent influer sur ce devenir. Pour exemple, dans le cas du glyphosate dans des sols : il a été montré que la présence de toxines Bt pouvait ralentir sa dégradation du glyphosate ainsi que celle du glufosinate-ammonium (Accinelli *et al.*, 2004). Par ailleurs, de fortes concentrations en cuivre en sols viticole favorisent le lessivage du glyphosate en sols granitiques mais le limitent en sols calcaire (Dousset *et al.*, 2007). Il est également suggéré que, le glyphosate favorise la remobilisation et donc le transfert et/ou la (bio)disponibilité

de la chlordécone (Sabatier *et al.*, 2021). Les études multi-composés sont donc importantes non seulement par rapport aux effets écotoxiques, mais aussi en ce qui concerne le devenir. Or elles sont très rares et doivent être développées.

Etudes d'évolution temporelle in natura *en France*

Dans la thèse de Justine Cruz (2015), un suivi mensuel des concentrations « totales » de PPP organiques dans des sols de vignes a été réalisé sur la période février-décembre 2013, durant laquelle les traitements appliqués étaient connus. Pour certaines molécules, une augmentation significative des teneurs dans les sols est observée dans les échantillons collectés juste après les épandages. Elles passent par exemple de 0,2 à 4,8 ng/g pour le metalaxyl-m, de 1,3 à 6,0 ng/g pour le quinoxyfène, de 0,06 à 2,4 ng/g pour l'iprovalicarbe, de non détecté à 16,9 ng/g pour le zoxamide, de 119,5 à 692,2 ng/g pour le boscalid, de 0,06 à 1,0 ng/g pour le krésoxim-méthyl, de 0,3 à 3,4 ng/g pour le chorpyrifos-méthyl, de 0,4 à 227,6 ng/g pour l'azoxystrobine et de non détecté à 0,3 ng/g pour le cyazofamide. Ce pic était suivi d'une décroissance rapide (par ex. zoxamide, krésoxim-méthyl) ou non (boscalid, cyazofamide) selon les composés. Pour le zoxamide, les prélèvements plus fréquents immédiatement après épandage ont montré une augmentation progressive en environ 1 semaine (migration plante-sol ?) suivie d'une décroissance en 2 semaines. En revanche aucune variation saisonnière marquée et en lien avec l'application des produits n'a pu être mise en évidence pour l'amétoctradine, la métrafénone et le myclobutanil. En comparant ces évolutions de concentration avec les quantités appliquées et les DT50 (base de données PPDB), J. Cruz en déduit que ces évolutions sont logiques. Ainsi, le boscalid et le chlorpyrifos-méthyl ont de forts taux d'application (>400 g/ha), mais le premier est persistant (DT50 200 jours), alors que le second est rapidement dégradé (DT50 3 jours). Globalement, la plupart des PPP présentant un pic atteignant 1-10 ng/g étaient appliqués à environ 50-100 g/ha et avaient des DT50 entre 10 et 100 jours. Pour les composés épandus mais sans variation saisonnière dans les concentrations mesurées dans les sols, la métrafénone et le myclobutanil sont appliqués en relativement faible quantité (100 et 45 g/ha, respectivement) et sont persistants (DT50 250 et 560 jours, respectivement). Le suivi de 8 molécules non appliquées récemment (bifenthrine, fludioxonil, cyprodonil, diuron, flusilazole, simazine, tebufenpyrad et trifloxystrobine) montre peu de variations entre les 9 prélèvements mensuels, avec au maximum un facteur 8, mais plus couramment 2, entre les *minima* et *maxima* (ce qui peut être considéré comme faible au niveau des traces). Cette stabilité peut soulever des questions au regard des temps de demi-vies (DT50 < 80 jours pour tous sauf le flusilazole et le fludioxonil).

En Bretagne (Pleine-Fougères), Serra *et al*. (2020) ont comparé les traitements par des PPP appliqués lors de 3 années (28 composés, 2010-2012) sur blé et/ou maïs avec les concentrations observées dans l'horizon de labour (0-30 cm) pour 34 PPP : certains devenaient rapidement non détectables (bromoxynil, ioxynil), alors que d'autres persistaient plusieurs mois après leur application (diflufénicanil, époxiconazole, isoproturon, procloraze, prothioconazole), voire au-delà de 2 ans. Parmi les composés persistants, ils ont observé des composés de DT50 réputée courte, le dimethenamid et le S-métolachlore (DT50<25 jours), en plus de ceux pour lesquels une persistance est relativement (époxiconazole) ou complètement (acétochlore, thiamethoxam) en accord avec les DT50 connues. A l'inverse, les concentrations en diflufénicanil et procloraze, même s'ils étaient persistants, ont été inférieures à celles attendues. La comparaison des traitements et des doses retrouvées indique que des transferts ont eu lieu, des imports dus aux traitements d'autres champs comme des exports vers les bordures de parcelles. Les teneurs dans les champs en imidacloprid, alachlore, boscalid, bromuconazole et cadusafos, non appliqués récemment, ne pourraient résulter que d'un transfert distant.

En France, aucune étude aussi large et sur un aussi long terme que celle menée en Suisse par Chiaia-Hernandez *et al.* (2017) n'a été trouvée : 80 PPP et 90 produits de transformations, dans des sols prélevés entre 1995 et 2008. Globalement dans cette étude, des résidus (le PPP ou ses produits de transformation) ont été observés pour environ 80% des PPP, et 47% des sols connus pour avoir été traités contenaient des résidus (en général entre 10 et 15, entre la LD et 330 µg/kg). Environ la moitié des résidus étaient des produits de transformation dont certains, notamment ceux issus de triazines, pouraient avoir persisté pendant plus de 10 ans.

1.2. Contamination des milieux aquatiques continentaux par les produits phytopharmaceutiques

La présence potentielle des PPP dans les différentes matrices constituant les milieux aquatiques est schématisée sur la Figure 4-8.

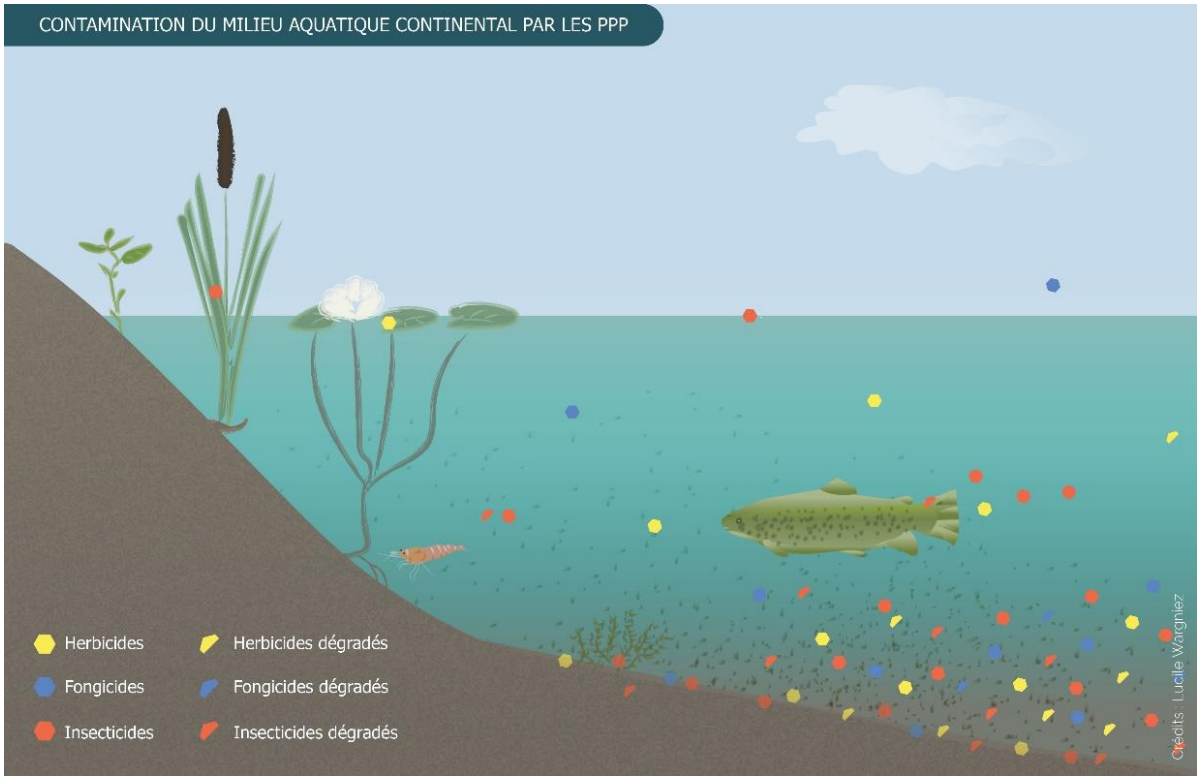


Figure 4-8. Illustration de la contamination des différentes matrices des milieux aquatiques continentaux

Dans les milieux aquatiques, les PPP peuvent être présents sous différentes formes : en phase dissoute, associés aux colloïdes et particules en suspension (ou matières en suspension, MES), présents dans les sédiments de fond de cours d'eau ou encore bioaccumulés dans les organismes biologiques et les végétaux. La présence et la répartition des PPP dans ces différents milieux dépend des propriétés des substances, des caractéristiques des matrices, mais également de facteurs physico-chimiques (pH, température…), des conditions hydroclimatiques, ou encore de la distance du point de prélèvement à la source de contamination.

1.2.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment eau douce dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de recherche

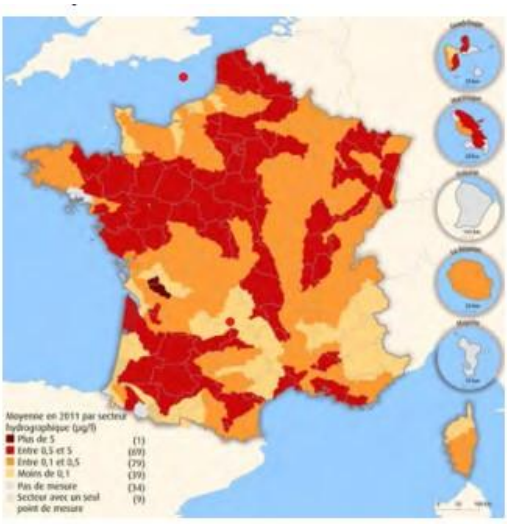
Surveillance réglementaire des milieux aquatiques en France

La surveillance des milieux aquatiques continentaux mise en œuvre à l'échelle nationale dans le cadre de la Directive cadre sur l'eau - DCE (2000/60/CE) (2000) s'organise depuis 2007 en programmes de surveillance dans chacun des grands bassins hydrographiques (Zaiter et Destandau, 2020). Les objectifs clairement identifiés sont une observation des tendances sur le long terme, une identification des sources de pollution et un suivi rapproché des masses d'eau en mauvais état. La mise en œuvre de la DCE s'organise en cycles de six ans : 2010-2015, 2016-2021 et 2022-2027… Pour chaque cycle, des listes de produits phytopharmaceutiques **prioritaires** de familles chimiques différentes sont mises en place au niveau européen et sont complétées par des polluants **spécifiques de l'état écologique** (définis par chaque État membre et propres à chaque bassin) et des substances

dites pertinentes pour la surveillance des milieux aquatiques (définies au niveau français). Certaines substances sont suivies plus particulièrement dans les DROM pour adapter la surveillance aux cultures de bananes, d'ananas et d'agrumes (ex. chlordécone, bromacil, thiabendazole, roténone) (2015; Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015).

Actuellement, les réseaux de contrôle de surveillance (RCS) s'appuient principalement sur des prélèvements ponctuels d'eau sur site suivis d'analyses en laboratoire. Des suivis pour des problématiques locales ou des réseaux complémentaires peuvent également être mis en place pour une surveillance temporaire des milieux aquatiques (réseaux de contrôle opérationnel (RCO), de contrôle d'enquêtes, de contrôle additionnel ou réseau de référence). Les quelque 2 000 stations de surveillance sont réparties sur tout le territoire en fonction de la taille des cours d'eau avec au mieux une station pour chaque tronçon de 40 à 70 km. La fréquence d'échantillonnage est de 6 à 12 fois par an pour les paramètres chimiques. La surveillance repose sur l'analyse de contaminants organiques dans la fraction totale des échantillons d'eau et de contaminants inorganiques dans la fraction dissoute (<0,45 µm). Des méthodologies adaptées pour les prélèvements et les analyses sont proposées par diverses structures d'expertise, dont le laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques AQUAREF[1] (Chauvin *et al.*, 2021). Les analyses sont réalisées par des laboratoires agréés qui doivent appliquer les normes en vigueur et les modalités réglementaires (République française, 2011; 2018). En grande majorité, les analyses de PPP dans les matrices environnementales sont désormais réalisées en chromatographie liquide couplée à la spectrométrie (simple ou triple quadripôle, LC-MS ou LC-MSMS). Les détecteurs UV à barrette de diode (LC-UV DAD) n'offrent plus une sensibilité suffisante pour atteindre les seuils réglementaires ; les limites de quantification pouvant être atteintes avec ces appareils étant entre 20 et 2 000 fois trop élevées pour certains composés (Pietrzak *et al.*, 2020). La chromatographie gazeuse couplée à la spectrométrie de masse est quant à elle réservée pour les composés les plus hydrophobes (insecticides organochlorés par exemple).

Les données de contamination issues des suivis réglementaires sont bancarisées et mises à disposition du public *via* www.eaufrance.fr. Des rapports de synthèses sont régulièrement publiés pour faire l'état des lieux de la contamination au niveau national (Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015; Assoumani *et al.*, 2018), d'une agence de l'eau (ex. Agence Eau Rhône Méditerranée Corse (2017)) ou d'une région (DREAL Rhône-Alpes, 2007). Des cartes de contaminations sont ainsi éditées à partir de ces données de surveillance (exemple Figure 4-9).



Source : SOeS d'après agences de l'eau et offices de l'eau, 2013 – MEDDE, BD Carthage®, 2012

Figure 4-9. Concentrations moyennes en pesticides dans les cours d'eau, à partir des données de surveillance Agence de l'Eau et Offices de l'eau, 2012 (cité par Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al*., 2015)

Des difficultés d'interprétation des données réglementaires sur le long terme sont reportées, compte tenu des sources de données variables suivant l'évolution des listes de substances réglementées, les méthodes utilisées

[1] www.aquaref.fr

par les laboratoires, et l'évolution des techniques d'analyses (abaissement des limites de quantification, mise en œuvre d'approches analytiques multirésidus permettant d'analyser plus de substances mais sans référentiel normatif) (Amalric *et al.*, 2012; Brack *et al.*, 2017; Hossard *et al.*, 2017; Pietrzak *et al.*, 2019; Chow *et al.*, 2020).

Le dispositif de surveillance chimique comporte un volet prospectif avec la réalisation de campagnes de mesures exploratoires sur un nombre limité de molécules et de sites pour identifier des substances émergentes ou non réglementées, contribuer à la révision de la liste des substances réglementées, repérer les substances pour lesquelles des actions de connaissance doivent être mises en œuvre ou évaluer l'intérêt de nouvelles stratégies de mesures pour les différentes matrices considérées (eau, sédiments…) (Botta et Lopez, 2014; Vulliet *et al.*, 2014).

La DCE et les directives filles imposent par ailleurs aux Etats Membres un contrôle des sédiments et du biote tous les ans pour l'évaluation de l'état chimique de la masse d'eau et l'application des normes de qualité environnementale (NQE), et tous les trois ans pour fournir des données suffisantes à une analyse de tendances fiable des substances prioritaires qui s'accumulent dans les sédiments (Lionard *et al.*, 2014). Pour chaque substance ou famille de substances, la directive fixe une norme de qualité environnementale (NQE) sur un biote pertinent (poisson entier tel que chevaine, barbeau fluviatile, brème commune, perche, gardon ou filet, mollusques, crustacés, mousses aquatiques). Un rapport de synthèse de 2009 (Tilghman *et al.*, 2009) présente les avantages et les inconvénients dans l'utilisation des différents organismes sentinelles pour la surveillance chimique et décrit les méthodes d'échantillonnage les plus souvent pratiquées au sein des programmes de surveillance. Cependant, chaque Etat Membre peut dériver une NQE sur un biote alternatif. La stratégie nationale française envisagée inclut notamment une surveillance sur le gammare encagé (Lalere *et al.*, 2018).

Des projets de recherche sont régulièrement menés sur le territoire national pour compléter ou améliorer les connaissances sur les niveaux de contamination des milieux aquatiques continentaux, de l'échelle des têtes de petits bassins versants (Guibal *et al.*, 2018; Le Cor *et al.*, 2020), aux grands bassins versants fluviaux français (Tapie *et al.*, 2011; Bernard *et al.*, 2019), pour étudier les dynamiques de transferts, évaluer la pertinence de stratégies d'échantillonnage ou les effets de la présence de PPP dans l'eau. En particulier, ces projets de recherche cherchent à élargir la gamme des substances recherchées, à améliorer la représentativité temporelle et la sensibilité des analyses des échantillons d'eau, puisqu'il est reconnu que 75% des données issues de programmes réglementaires de surveillance chimique sont inférieures aux limites de quantification (LQ) (Heiss et Küster, 2015; Assoumani et Salomon, 2020).

Substances PPP recherchées dans les milieux aquatiques continentaux français :

Les PPP recherchés dans les réseaux de surveillance appartiennent aux différentes familles d'usages. Un exemple de répartition des PPP recherchés et quantifiés en 2013 dans les eaux de surface de métropole et des DROM dans le cadre de la surveillance est présenté sur la Figure 4-10. Les familles de PPP sont recherchées de manière relativement équivalente en métropole et dans les DROM. En revanche, les herbicides sont très largement retrouvés en métropole (> 80%), tandis que dans les eaux des DROM, la répartition est plus homogène entre les familles d'usage, avec une majorité d'insecticides qui représentent environ 40% des substances détectées en 2013.

Nous avons réalisé une **synthèse des données de contamination des milieux aquatiques continentaux** à partir de 82 références bibliographiques (Tableau 4-2) s'intéressant à des milieux diversifiés, des têtes de bassins versants aux grands fleuves français (métropole et DROM), sur les années 2003-2021. Parmi les substances recherchées, plus de 200 substances autorisées ou interdites ont été détectées au moins une fois dans l'ensemble de ces études dont 60 produits de transformation et seulement 3 PPP inorganiques (cuivre, n=10 ; arsenic, n=3 ; plomb, n=3), que ce soit sur la matrice eau avec ou sans séparation des matières en suspension (n=64), les sédiments (n=13) ou les matrices biologiques variées (n=11).

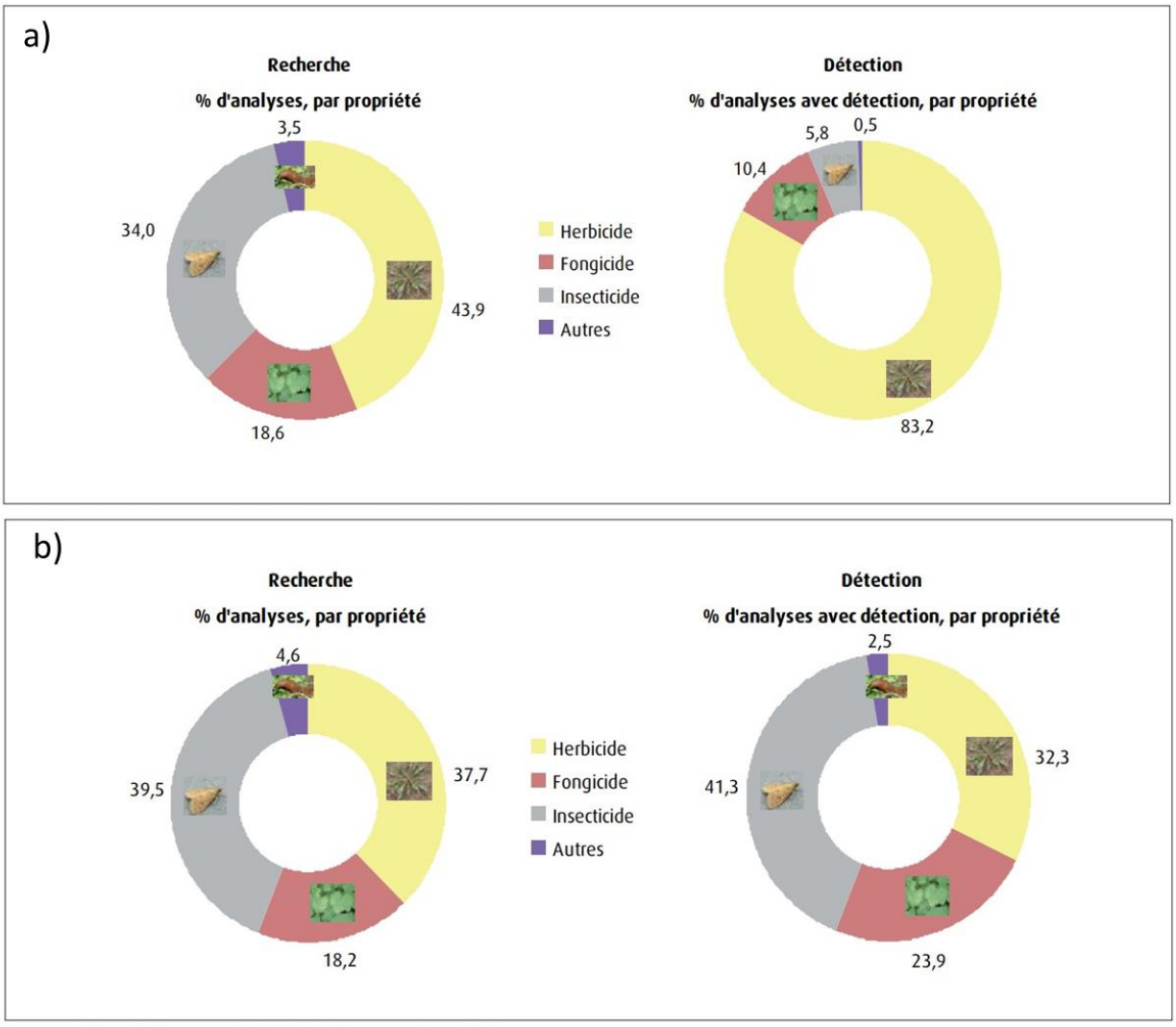


Figure 4-10. Recherche et détection des PPP dans les cours d'eau, par usage, en France métropolitaine (**a**) et dans les DROM (**b**) en 2013 (Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015).

Tableau 4-2. Synthèse des 82 références bibliographiques utilisées pour l'analyse de la contamination des milieux aquatiques continentaux en France, avec les années de suivi, les sites concernés et les matrices échantillonnées dans chaque étude.

Référence	Période de suivi	Région étudiée	Matrices échantillonnées
Adoir (2017)	2007-2016	bassin Rhône Méditerranée Corse	eau
AESN (2020)	2016-2017	bassin Seine Normandie	eau
Alomar (2016)	2013-2014	BV Loire	biote
Anckaert (2019)	2016-2019	DROM Martinique	eau
Assoumani (2013b)	2010-2011	Beaujolais (Rhône)	eau
Assoumani (2013a)	2009	Beaujolais (Rhône)	eau
Assoumani (2015)	2010-2011	Beaujolais (Rhône)	eau
Assoumani (2020)	2016-2018	Métropole + DROM	eau
Becouze-Lareure (2019)	2008-2009	Grand Lyon	eau, MES
Belles (2019)	2016-2017	Canche (Nord)	eau
Bernard (2019)	2016	BV Adour Garonne	eau
Blais (2006)	2001-2002	Pyrénées (lacs)	biote
Blanchoud (2007)	1997-1999	Seine	eau
Boithaias (2011)	2008-2009	Midi Pyrénées Coteaux de Gascogne	eau

Botta (2009)	2007-2008	BV Orge	eau
Botta (2012)	2007	Région parisienne	eau
Budzinski (2014)	2012-2013	Gironde (estuaire)	eau
Carles (2019)	2013-2017	France métropole	eau
Charlier (2009)	2003-2004 et 2006	DROM Guadeloupe	eau
Coat (2006)	2002	DROM Martinique	biote
Coat (2011)	2006	DROM Guadeloupe	eau, MES, sédiments, biote
Crabit (2016)	2009-2010	DROM Guadeloupe	eau
Criquet (2017)	2015	Nord, BV Marque Deûle	eau
Deffontaines (2019)	2016-2018	DROM Martinique et Guadeloupe	eau
Della Rossa (2017)	2013	DROM Martinique	eau
Devault (2007)	2005	Garonne	eau, sédiments
Devault (2009)	2005	Garonne (barrages)	sédiments
El Azzi (2013)	2008-2011	Sud Est (BV méditerranéen)	eau
El Azzi (2016)	2010	Midi Pyrénées Coteaux de Gascogne	eau
EPTB Charente (2018)	2018	Charente	eau
Farcy (2013)	2007	estuaire de la Vilaine (Bretagne)	eau
Fournier-Chambrillon (2004)	1990-2002	Sud France	biote
Fredon Auvergne Rhône-Alpes (2021)	2019	Région Auvergne Rhône Alpes	eau
Gasperi (2012)	2009-2010	Région parisienne	eau
Guibal (2015)	2012-2013	Sur Ouest	eau
Guibal (2018)	2012-2014	Sud Ouest	eau
Guigues (2020)	2017	bassin Loire Bretagne	eau
Guillemain (2019)	2018	Rhône-Alpes	eau
Houtman (2013)	2005-2012	Meuse	eau
Imfeld (2020)	2015-2016	Alsace	eau
Kanzari (2012)	2008-2010	BV Arc	sédiments
Kanzari (2014)	2010	Sud Est, Huveaune	sédiments
La Jeunesse (2015)	1996-2007	Val de Loire	eau
Larroude (2013)	1975-2009	BV Loire	eau
Lazartigues (2012)	2007-2009	BV Moselle/Lorraine	eau
Lazartigues (2013)	2007-2009	BV Moselle /Lorraine	sédiments, biote
Le Cor (2020)	2013	Lorraine	eau, sédiments
Le Cor (2021)	2019	Lorraine	eau
Le Dréau (2015)	2014	Rhône-Alpes	eau
Lemarchand (2010)	2004-2008	BV Loire	biote
Liber (2019)	2008-2011	BV Rhône	sédiments
Louchart (2004)	1998-2000	Sud Est	eau
Louchart (2001)	1997	Sud Est	eau
Marcel (2013)	2000-2005	Bassin Rhône Méditerranée Corse	eau
Massei (2018)	2012-2015	Gironde, Rhin	sédiments
Mazellier (2018)	2016	Seine aval	eau
Mazet (2005)	2003	Rhône-Alpes	biote
Monti *et al.* (2007)	2006-2007	DROM Guadeloupe	biote
Monti *et al.* (2007)	2002-2007	DROM Martinique/Guadeloupe	biote
Mottes (2017)	2011-2013	DROM Martinique	eau
Mottes (2020)	2016	DROM Martinique	eau
Nelieu (2021)	2016-2017	Région parisienne (mares)	eau
Net (2015)	2014	Nord France	eau, sédiments
Pesce (2016)	2008-2011	Beaujolais (Rhône)	eau
Piel (2021)	2016-2017	BV Vilaine (Bretagne)	eau
Poulier (2014)	2012	Sud Ouest	eau
Poulier (2015)	2012	Sud Ouest	eau
Rabiet (2008)	2006	Morcille / Beaujolais	eau
Rabiet (2010)	2007-2008	Morcille / Beaujolais	eau
Rabiet (2015)	2007-2008	Morcille / Beaujolais	eau, MES
Reoyo-Prats (2017)	2008-2015	Pyrénées Orientales ; ruivière Têt	eau
Rochette (2020)	2006	DROM Guadeloupe	eau

Sabatier (2014)	1880-2010	Rhône Alpes (lac)	sédiments
Slomberg (2017)	2013	Rhône	eau
SOeS / Dubois (2015)	2013	France métropole	eau
Taghavi (2010)	2006-2008	Midi Pyrénées Coteaux de Gascogne	eau, MES
Taghavi (2011)	2008-2009	Midi Pyrénées Coteaux de Gascogne	eau
Tapie (2011)	2007	BV Garonne	eau
Thomas (2012)	2008	BV Moselle /Lorraine	sédiments, biote
Vallod (2008)	2007	Rhône-Alpes (Dombes)	eau
Vulliet (2014)	2012	France	sédiments
Wiest (2018)	2013-2015	Grand Lyon	sédiments

Pour les PPP organiques, les **fréquences de détection et les niveaux de concentrations** sont très variables en fonction des substances, des sites suivis, des périodes de suivis (par rapport aux cultures et aux conditions climatiques et hydrologiques) et du nombre d'échantillons prélevés dans l'étude. Dans l'eau, les herbicides sont les substances les plus souvent recherchées et détectées. Les herbicides représentent, avec leurs produits de transformation, environ 60% de l'ensemble des substances détectées ; les insecticides et autres molluscicides ou rodenticides, 25% ; tandis que les fongicides, y compris les inorganiques, représentent seulement 15%. Dans l'étude comparative de Schreiner *et al.* (2016) à partir des données de surveillance de 4 pays (France, Allemagne, Pays-Bas et USA), les herbicides sont les PPP les plus détectés et particulièrement en France où ils représentent jusqu'à 94% des substances (pour comparaison, 48% en Allemagne, où on retrouve un plus grand nombre de fongicides). L'étude menée par Guibal *et al.* (2018) sur deux bassins versants agricoles du Sud Ouest de la France (163 km² et 900 km², avec prairies d'élévage extensif, céréales et vergers) a mis en évidence la prépondérance des herbicides, mais aucune corrélation n'a été établie entre la fréquence de détection des substances et les concentrations maximales mesurées. Globalement, la faible représentation des fongicides par rapport aux autres grandes familles de PPP dans les études sur la contamination de l'environnement a été relevée par Zubrod *et al.* (2019).

Les plus fortes concentrations dépassant 1 µg/L dans **l'eau** sont relevées pour des herbicides et quelques fongicides, principalement en petits bassins versants agricoles et en période de crues (Rabiet *et al.*, 2010; Taghavi *et al.*, 2010; El Azzi *et al.*, 2016) (Tableau 4-3). Les plus forts niveaux de contamination par les insecticides sont relevés dans les DROM, avec des concentrations en chlordécone pouvant dépasser 40 µg/L en Guadeloupe (Rochette *et al.*, 2020). Les concentrations en fongicides sont également très variables dans l'eau ; la plus forte concentration a été relevée pour le dimétomorphe dans un bassin versant viticole en période de crue en 2007 (Rabiet *et al.*, 2010).

Dans l'étude menée par Moschet *et al.* (2014) en Suisse, certaines substances parmi les 249 PPP autorisés à la vente et 134 TP ne sont jamais détectées dans l'eau de 5 BV car i) elles sont vendues en faible quantité sur le territoire, ii) elles subissent une dégradation rapide dans le sol ou dans l'eau ou iii) leur limite de quantification sont trop élevées. Les herbicides sont les substances les plus souvent détectées (58%) et aux plus fortes concentrations.

Les niveaux de concentrations relevés dans les **sédiments** sont généralement inférieurs à 10 µg/kg (poids sec) pour les herbicides ou les insecticides (Thomas *et al.*, 2012; Kanzari *et al.*, 2014). Une étude large échelle (Vulliet *et al.*, 2014) menée en 2012 sur 154 sites répartis sur l'ensemble du territoire français (124 sédiments de cours d'eau, 18 sédiments lacustres et 12 sédiments côtiers) a permis de rechercher 6 PPP considérés comme substances émergentes et pouvant être intégrés à terme dans les listes de surveillance de la DCE (éconazole, spinosad, pyriproxifène, dicofol, procymidone, piperonyl butoxide). Seul le piperonyl butoxide, utilisé dans de nombreuses formulations d'insecticides pour augmenter leur efficacité, a été détecté dans 4 échantillons de sédiments sur 154. Quelques études rapportent des niveaux de contamination plus élevés dans les sédiments de métropole. Devault *et al.* (2007; 2009) ont mis en évidence la présence d'herbicides (simazine, sébuthylazine, cyanazine, isoproturon, métolachlore, métazachlore) à des concentrations supérieures à 500 µg/kg sec dans les sédiments fins de la Garonne et de ses affluents en 2005. Plusieurs études menées en France sur la contamination des sédiments de rivières mettent en évidence la présence de nombreux insecticides organochlorés interdits depuis de nombreuses années (Kanzari *et al.*, 2012; Liber *et al.*, 2019; Gardes *et al.*, 2021).

Tableau 4-3. Synthèse des concentrations maximales dans les différentes matrices du milieu aquatique continental en France (2003-2021) relevées dans 82 études analysées.

Matrice	Famille	Substance	Milieu	Concentration maximale	Référence
Eau	Herbicide	Diuron	Rivière/crue (vignoble)	12 000- 134 000 ng/L	Pesce *et al.* (2016) Rabiet *et al.* (2010)
Eau	Herbicide	Pendiméthaline	Rivière/ crue (céréales intensif)	8 000 ng/L	Taghavi *et al.* (2010)
Eau	Herbicide	Métolachlore	Rivière/crue (céréales)	7 100 ng/L	El Azzi *et al.* (2016)
Eau	Herbicide	MCPA	Etang	23 700 ng/L	Le Cor *et al.* (2021)
Eau	Herbicide	AMPA	Rivière	1 300 ng/L	Houtman *et al.* (2013)
Eau	Insecticide	Métaldéhyde	Etang	6 980 ng/L	Lazartigues *et al.* (2013)
Eau	Insecticide	Imidaclopride	Péri-urbain	905-2 200 ng/L	Criquet *et al.* (2017) ; Nélieu *et al.* (2021)
Eau	Insecticide	Dieldrine	Urbain (rejets temps de pluie)	980 ng/L	Gasperi *et al.* (2012)
Eau	Insecticide	Chlordécone	Rivière/Guadeloupe	2 400 – 42 900 ng/L	Crabit *et al.* (2016) ; Rochette *et al.* (2020)
Eau	Fongicide	Diméthomorphe	Rivière/crue (vignoble)	14 400 ng/L	Rabiet *et al.* (2010)
Eau	Fongicide	Tébuconazole	Péri-urbain	2 500 ng/L	Nélieu *et al.* (2021)
Eau	Fongicide	Epoxiconazole	Rivière	580 ng/L	Criquet *et al.* (2017)
Eau	Fongicide/inorga	Cuivre	Rivière (vignoble)	11 500 ng/L	Rabiet *et al.* (2008)
Eau	Fongicide/inorga	Arsenic	Rivière (vignoble)	17 000 ng/L	Rabiet *et al.* (2008)
Sédiments	Herbicide	Simazine	Fleuve	930 µg/kg	Devault *et al.* (2007)
Sédiments	Herbicide	Métazachlore	Fleuve	910 µg/kg	Devault *et al.* (2007)
Sédiments	Insecticide	∑ DDT	Fleuve	147 µg/kg	Liber *et al.* (2019)
Sédiments	Fongicide	Azoxystrobine	Etang	0,08 µg/kg	Lazartigues *et al.* (2013)
Biote	Herbicide	Isoproturon	Poisson, étang	0,86 µg/kg	Lazartigues *et al.* (2013)
Biote	Insecticide	p,p' DDE	Poisson, lac de montagne	>10 000 µg/kg	Blais *et al.* (2006)
Biote	Insecticide	Lindane	Poisson, rivière	300 µg/kg	Mazet *et al.* (2005)
Biote	Insecticide	Endosulfan	Cormoran	1 587 µg/kg	Alomar *et al.* (2016)
Biote	Insecticide	Chlordécone	Crustacés	4 860 µg/kg	Monti *et al.* (2007)
Biote	Insecticide	Chlordécone	Poissons	4 960 µg/kg	Monti *et al.* (2007)
Biote	Fongicide	Carbendazime	Poisson	0,34 µg/kg	Lazartigues *et al.* (2013)

L'étude menée par Massei *et al.* (2018) compare les niveaux de contamination des sédiments de 7 grands cours d'eau européens. La Figure 4-11 montre une contamination moindre des sédiments de la Gironde comparativement aux autres rivières.

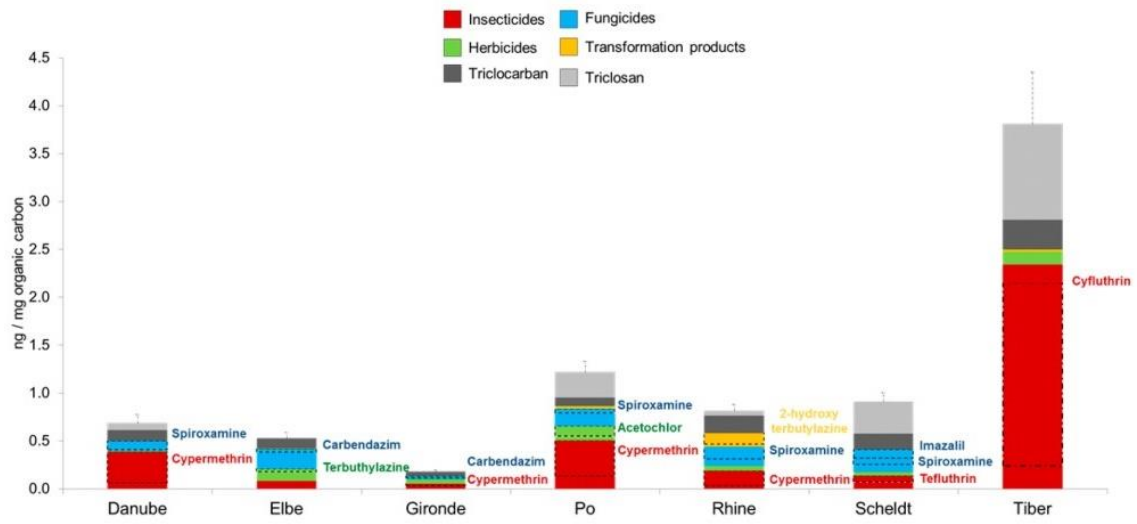


Figure 4-11. Concentration cumulée moyenne des 81 PPP et produits de transformation suivis dans les sédiments de 7 grands cours d'eau européens (Source : Massei *et al.* (2018))

Enfin, pour les **matrices biologiques**, les niveaux de contamination les plus élevés sont relevés pour les insecticides organochlorés dans les poissons. Blais *et al.* (2006) ont mesuré un taux de contamination en p,p'DDE (métabolite du DDT interdit depuis de nombreuses années) supérieur à 10 mg/kg dans des poissons de lacs de montagne dans les Pyrénées. En outre-mer, les organismes biologiques (poissons et crustacés d'eau douce) sont principalement et fortement contaminés jusqu'à presque 5 mg/kg de poids sec par la chlordécone (Monti et Coat, 2007).

Généralement, on retrouve dans les matrices solides (sédiments ou biote) les PPP les plus hydrophobes, car l'accumulation des PPP est en partie gouvernée par leur hydrophobicité et leur persistance. Andreu et Pico (2012) précisent que les PPP peuvent s'accumuler dans ces matrices si :

- leur solubilité dans l'eau est inférieure à 1 mg/L ou leur coefficient de partage octanol-eau (Kow) est supérieur à 1 000,
- leur demi-vie dans le sol (DT50) est supérieure à 30 jours.

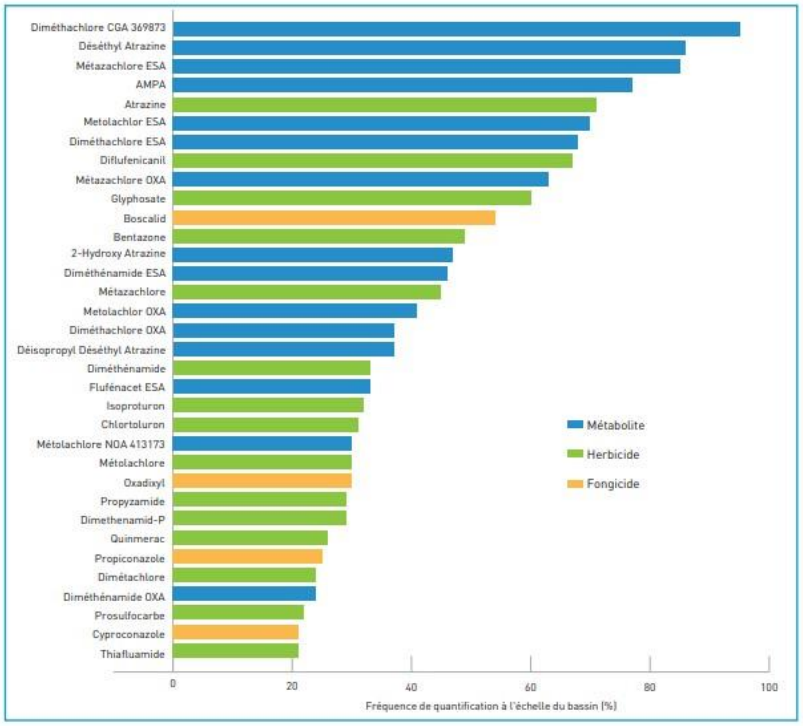
En termes de fréquence de détection reportée dans les études, les **produits de transformation** sont soit des composés les moins souvent détectés, soit au contraire ceux dont la présence est relevée dans plus de 90% des échantillons (Le Cor *et al.*, 2021). Dans ce cas, ce sont principalement des produits de transformation de molécules herbicides comme l'AMPA, les métabolites OXA et ESA du métolachor et du métazachlore (Botta *et al.*, 2009; Le Cor *et al.*, 2021; Piel *et al.*, 2021), les produits de transformation de la chlordécone dans les DROM (Coat *et al.*, 2011) ou, pour les sédiments, des produits de transformation de l'insecticide DDT (Kanzari *et al.*, 2014). La recherche de produits de transformation n'est pas homogène sur l'ensemble du territoire français dans la mesure où la réglementation ne fournit pas de liste indicative nationale de métabolites à surveiller. Chaque agence propose sa propre liste en fonction des pratiques agricoles locales et des quantités de pesticides vendues. D'autre part, peu d'étalons analytiques sont commercialement disponibles pour que les laboratoires puissent analyser les produits de transformation et les quantifier (Baran et Bristeau, 2018). Melin *et al.* (2020) proposent une méthode de hiérarchisation permettant d'identifier de nouveaux produits de transformation à surveiller dans les ressources en eau, en combinant trois critères principaux : l'utilisation, la toxicité et le devenir environnemental (basé sur les propriétés physiques et chimiques). Les 50 PPP considérés comme les plus prioritaires ont été pris en compte dans leur étude, permettant l'identification de 72 produits de transformation à surveiller dans les ressources en eau.

1.2.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux aquatiques continentaux ?

Principaux constats sur la nature des contaminants

- Les suivis réalisés dans le cadre **d'études scientifiques** concernent des listes de PPP organiques souvent adaptées aux types de cultures présentes ou passées sur le site considéré. Le choix des substances étudiées s'appuie sur des connaissances acquises lors d'études précédentes, en particulier sur les sites suivis depuis de nombreuses années (Mougin *et al.*, 2018). La recherche et la quantification de produits de transformation se développent et se diversifient. On peut citer l'exemple de l'étude récente réalisée par Le Cor *et al.* (2021) sur la contamination des têtes de bassins par les PPP qui présente les résultats acquis sur 68 PPP dont 40 produits de transformation.

- Les **suivis réglementaires** de substances PPP s'appuient sur des listes de contaminants organiques autorisés ou non et d'inorganiques. La plupart des PPP les plus quantifiés correspondent aux substances les plus vendues. Ainsi lors des suivis réglementaires réalisés dans le bassin Seine Normandie sur la période 2016-2017, 63% des substances étudiées sont quantifiées (Figure 4-12) (Agence Eau-Seine-Normandie, 2020).



Pesticide (substance initiale)	Classement vente en 2017 (BNVD 2017)	Classement quantification en 2016-17 (molécule mère herbicide)
Glyphosate	1er	3ème
Prosulfocarbe	2ème	14ème
Chlortoluron	6ème	8ème
Isoproturon	7ème	7ème
Propyzamide	9ème	10ème
Métazachlore	14ème	5ème

Figure 4-12. Fréquence de quantification des molécules retrouvées dans plus de 20% des prélèvements d'eau sur le bassin Seine Normandie en 2016-2017 et classement comparatif des ventes et des quantifications pour 6 PPP (Agence Eau-Seine-Normandie, 2020).

- Concernant les substances **inorganiques**, les travaux de recherche s'intéressent essentiellement à la contamination par le cuivre et parfois à l'arsenic utilisés en tant que fongicides en agriculture (Mazet *et al.*, 2005; Rabiet *et al.*, 2015; Imfeld *et al.*, 2020).

- Enfin, aucune étude spécifique n'a été recensée sur la contamination spécifique des eaux continentales en France par les substances de **biocontrôle**.

- Pour les **DROM**, l'essentiel des études fait état de contamination des différentes matrices par les insecticides et principalement la chlordécone (Coat *et al.*, 2011; Crabit *et al.*, 2016; Mottes *et al.*, 2020; Rochette *et al.*, 2020). Trois études (Mottes *et al.*, 2017; Anckaert et Mottes, 2019; Deffontaines *et al.*, 2019) présentent des données de contamination des eaux de surface en Martinique ou Guadeloupe par des herbicides ou des fongicides.

Constats sur la variabilité des concentrations dans l'eau

- Les données de concentrations dans l'eau qu'elles soient issues des études scientifiques ou des réseaux de surveillance s'accordent sur le fait que les fréquences de détection d'une substance et les niveaux de contamination sont très variables et dépendent de plusieurs facteurs comme : la date de prélèvement en

fonction de l'application sur les cultures (Belles *et al.*, 2019), la pluviométrie (La Jeunesse *et al.*, 2015), le débit dans la rivière, ou encore la distance à la source (c'est-à-dire le sol où a eu lieu l'épandage des PPP). Un exemple illustrant la variabilité spatiale des concentrations en chlordécone dans l'eau d'une rivière en Martinique est présenté en Figure 4-13.

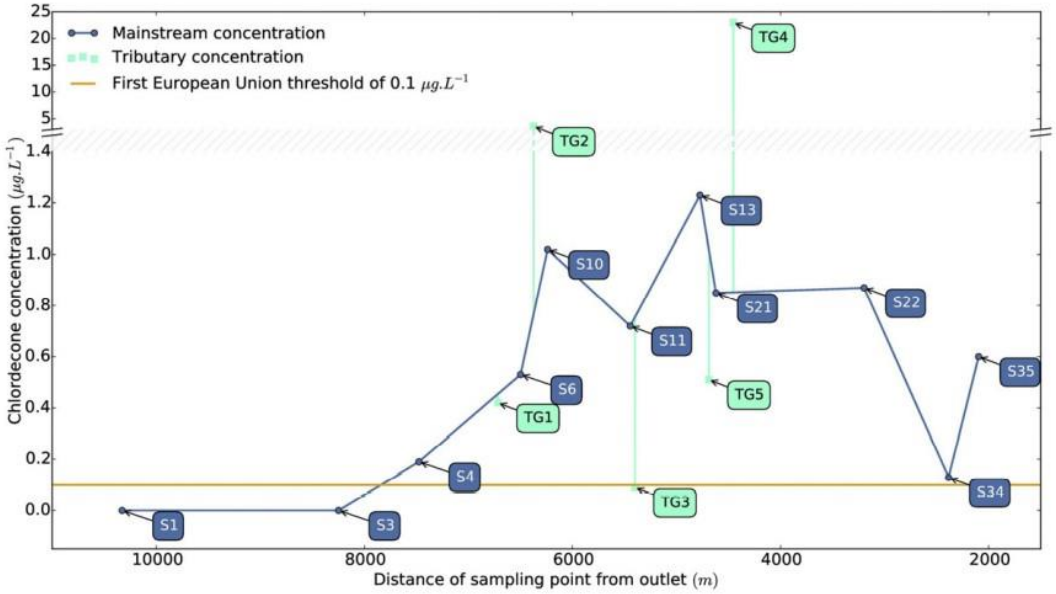


Figure 4-13. Evolution des concentrations en chlordécone dans l'eau de la rivière Galion en Martinique et ses affluents en fonction de la distance à la source (Della Rossa *et al.*, 2017).

- La météo, jouant un rôle dans les mécanismes de transfert de PPP vers les eaux superficielles, est à prendre en compte dans l'interprétation des résultats (Rabiet *et al.*, 2010; Fredon Auvergne Rhône-Alpes, 2021; Halbach *et al.*, 2021). Un exemple de variation des niveaux de concentrations dans l'eau en fonction du débit de la rivière est présenté par Rabiet *et al.* (2010) (Figure 4-14). Les auteurs ont observé une augmentation des concentrations avec le débit pendant la période printemps-été lors des applications sur les vignes et dans les mois qui suivent, ce qui confirme bien le rôle important des conditions hydrologiques sur les transferts de contaminants vers les eaux superficielles.

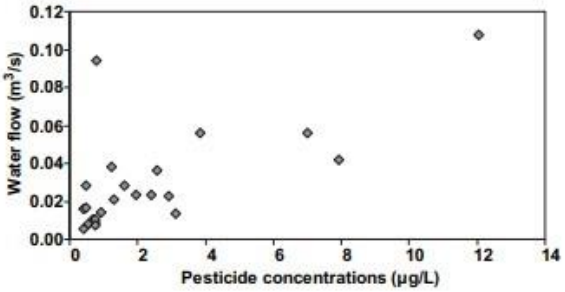


Figure 4-14. Evolution des concentrations en PPP en 2017 dans l'eau d'une rivière d'un petit bassin versant viticole en fonction du débit (Rabiet *et al.*, 2010).

- Les Figures 4-16 et 4-15 illustrent d'une part la variabilité des fréquences de quantification dans l'eau à l'échelle des bassins métropolitains et outre marins, et d'autre part la variation de la fréquence de quantification d'une substance à l'échelle de la région Auvergne-Rhône-Alpes entre 2016 et 2019.

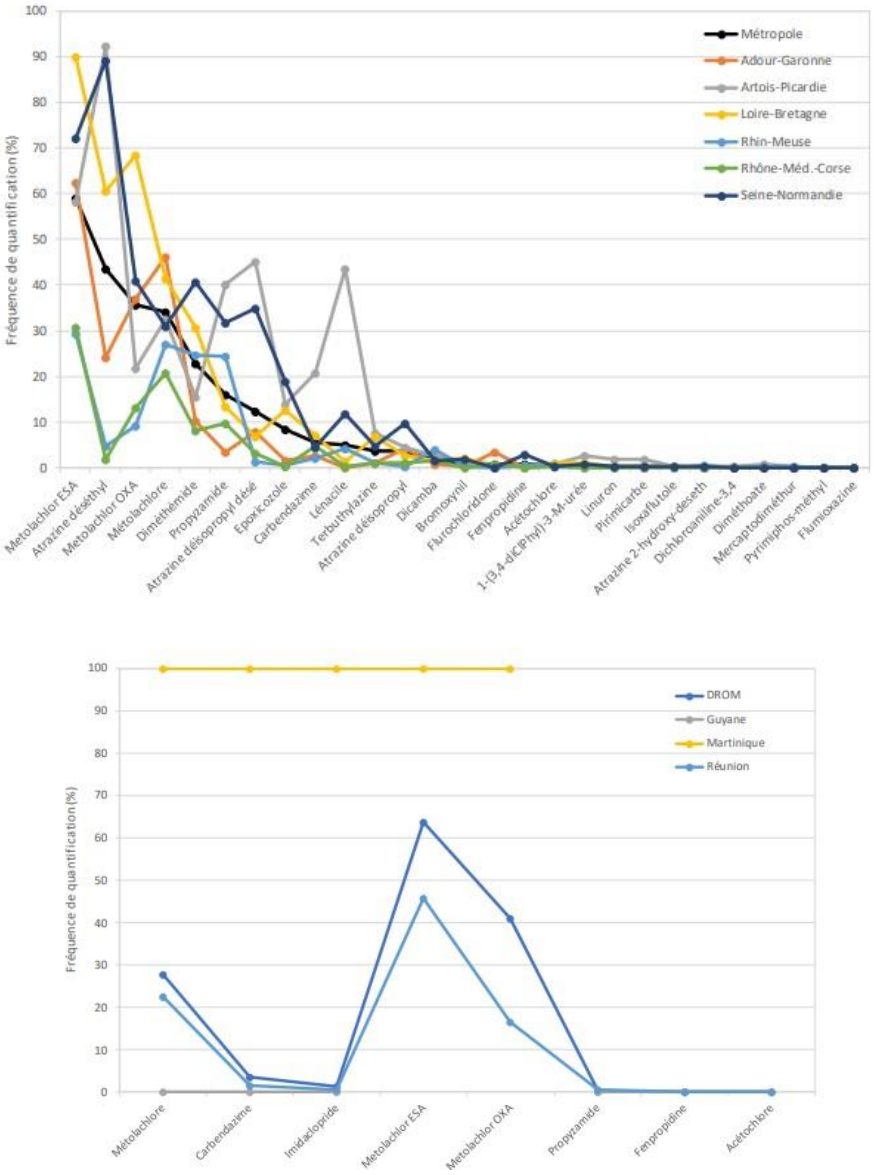


Figure 4-15. Fréquences de quantification (2016-2018) des PPP dans l'eau à l'échelle (**haut**) de la métropole et des 6 bassins métropolitains, et (**bas**) des DROM et 3 bassins outre marins (Assoumani et Salomon, 2020).

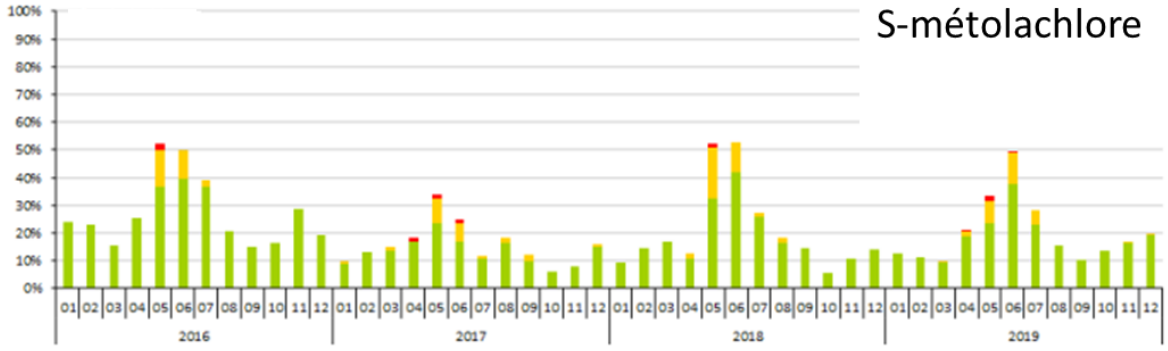


Figure 4-16. Evolution des fréquences de quantification en S-métolachlore dans les eaux superficielles en Région Auvergne-Rhône-Alpes. (Fredon Auvergne Rhône-Alpes, 2021).

Le pourcentage indique la fréquence de quantification totale dans tous les échantillons d'eau prélevés sur le mois concerné, le nombre de prélèvements est compris entre 55 et 84 sur la période 2016-2019. Le code couleur indique le niveau de concentration, soit : vert pour une concentration inférieure à 0,1 µg/L, jaune pour une concentration comprise entre 0,1 et 0,5 µg/L et rouge pour une concentration >2 µg/L

Principaux constats liés aux matrices échantillonnées dans les milieux aquatiques

- La plupart des études rapportent des niveaux de contamination dans la matrice eau (59/82). Nous avons relevé 13 études qui s'intéressent à la contamination des sédiments par les PPP, essentiellement dans les grands fleuves et 11 pour le biote, dont 4 études en Martinique ou Guadeloupe. Cette moindre représentation des études faisant état de contamination dans les matrices solides est en partie liée à la complexité du dosage des contaminants organiques à l'état de traces dans ces matrices et aux coûts plus élevés des analyses (car nécessitant très souvent des étapes supplémentaires de purification des extraits avant analyse).

- Pour la matrice eau, plusieurs études présentent des données de concentrations dans la fraction dissoute et particulaire ; l'objectif étant d'évaluer la distribution des PPP entre les 2 phases.

- Dans le cadre des suivis réglementaires, une analyse de l'eau totale (dissous et particulaire) est réalisée pour les organiques et seulement de la fraction dissoute (après filtration à 0,45 µm) pour les inorganiques.

Constats sur les stratégies de mesures déployées

- Pour les **suivis réglementaires**, un échantillonnage ponctuel des eaux est réalisé au mieux à fréquence mensuelle sur l'ensemble des stations gérées par chaque agence de l'eau. Des données de suivis complémentaires sur biote « gammares encagés » sont également disponibles dans la base des données issues des relevés d'observation sur la qualité des cours d'eau et des plans d'eau; http://www.naiades.eaufrance.fr/ pour quelques PPP hydrophobes (insecticides organochlorés et herbicides).

- Pour les **études scientifiques**, la durée des suivis mis en œuvre s'étale d'un jour (ex. pour une crue ou une étude spatiale (Devault *et al.*, 2007)) à plusieurs années (Pesce *et al.*, 2016) en passant par des suivis de quelques mois parfois discontinus pour s'adapter aux périodes de traitements sur les cultures du site considéré ou aux contraintes d'assèchement, en particulier dans les têtes de bassins versants (Le Cor *et al.*, 2021). Des chroniques de données à plus long terme sont mises à disposition pour quelques sites ateliers (Mougin *et al.*, 2018) (ex. du Site Atelier Ardières-Morcille - SAAM avec la Base de Données des Observatoires en Hydrologie - BDOH, https://bdoh.irstea.fr/). Généralement, les sites de recherche permettent de mettre en œuvre différentes stratégies d'échantillonnage, comme par exemple des prélèvements automatisés composites ou fractionnés pour capter plus facilement les épisodes de crues en rivières ou des échantillonneurs passifs pour intégrer la contamination pendant le période d'exposition de quelques jours à quelque semaines (Poulier *et al.*, 2015; Criquet *et al.*, 2017; Guibal *et al.*, 2018). Ces stratégies diversifiées de prélèvements sont adaptées aux objectifs de recherche poursuivis, comme le suivi de programmes d'action (La Jeunesse *et al.*, 2015) ou l'étude plus fine de la dynamique des transferts dans le milieu : variabilité spatio-temporelle des concentrations dans l'eau ou les sédiments (Pesce *et al.*, 2016), partage dissous/particulaire (Taghavi *et al.*, 2010), prise en compte des évènements de crues dans les petits bassins versants, qui engendrent généralement une grande part des concentrations et des flux dans les cours d'eau (Rabiet *et al.*, 2010; Taghavi *et al.*, 2010; Taghavi *et al.*, 2011; Belles *et al.*, 2019) ou étude du lien exposition/impact (Le Dreau *et al.*, 2015).

Au vu du nombre considérable de substances PPP retrouvées dans l'environnement (molécules mères et produits de transformation), de la forte variabilité des concentrations observées dans les milieux aquatiques continentaux, il est délicat de faire un état des lieux précis des niveaux de contamination.

Principaux PPP détectés dans les milieux aquatiques continentaux

Le Tableau 4-4 recense les principales substances organiques recherchées et quantifiées dans les 82 études analysées et présentées en section 2.2.1. Le métolachlore (sans distinction possible entre métolachlore et S-métolachlore) et le diuron sont, avec 25 valeurs de concentrations chacun dans l'eau, les substances les plus recherchées et quantifiées, toutes matrices confondues. Le S-métolachlore fait d'ailleurs l'objet d'une fiche de phytopharmacovigilance (https://www.anses.fr/fr/content/fiches-de-phytopharmacovigilance-ppv). La quantification d'herbicides est prépondérante dans l'eau (7 PPP sont identifiés dans plus de 20% des études), ceci étant lié à la

nature plutôt hydrophile des substances et à la quantité utilisée sur les cultures. Les fongicides tébuconazole, azoxystrobine et carbendazime sont détectés dans l'eau pour plus de 10% des études. Les insecticides sont, quant à eux, principalement quantifiés dans les matrices biologiques, à l'exception de l'imidaclopride qui est le plus souvent retrouvé dans les eaux de surface.

L'isoproturon est la substance quantifiée le plus souvent dans les 3 matrices (eau, sédiments et biote).

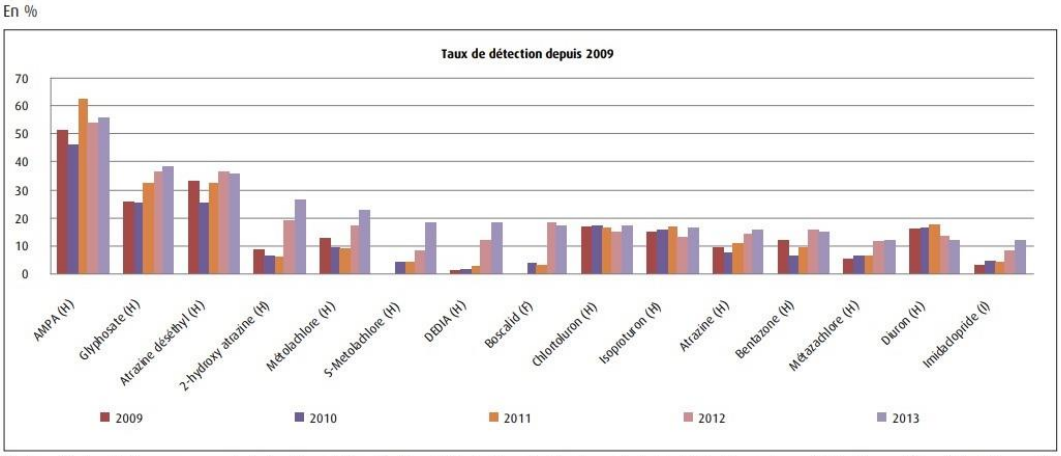
Tableau 4-4. Synthèse des substances les plus souvent détectées dans les différentes matrices du milieu aquatique continental en France issues de 82 études ; pour le biote, plusieurs mesures peuvent être réalisées sur des matrices biologiques différentes et sont donc comptabilisées comme des quantifications indépendantes (2003-2021).

Matrice	Famille	Substance	Nombre total de quantifications dans les études (n=82)
Eau	Herbicide	Métolachlore	25
Eau	Herbicide	Diuron	25
Eau	Herbicide	Atrazine	20
Eau	Herbicide	Isoproturon	18
Eau	Herbicide	Simazine	17
Eau	Herbicide	Glyphosate	17
Eau	Herbicide	AMPA	17
Eau	Insecticide	Imidaclopride	13
Eau	Insecticide	Chlordécone	8
Eau	Fongicide	Tébuconazole	14
Eau	Fongicide	Azoxystrobine	12
Eau	Fongicide	Carbendazime	10
Sédiments	Herbicide	Isoproturon	4
Sédiments	Herbicide	Diflufénicanil	2
Sédiments	Herbicide	Métazachlore	3
Sédiments	Insecticide	p,p' DDE	4
Sédiments	Insecticide	Lindane	3
Sédiments	Insecticide	Chlorpyriphos	3
Sédiments	Fongicide	Azoxystrobine	1
Sédiments	Fongicide	Dimétomorphe	1
Biote	Herbicide	Isoproturon	1
Biote	Herbicide	Métazachlore	1
Biote	Insecticide	HCH beta	10
Biote	Insecticide	Lindane	8
Biote	Insecticide	DDT	7
Biote	Insecticide	Chlordécone	9
Biote	Insecticide	Chlordécone- monohydro	6
Biote	Insecticide	Endosulfan	5
Biote	Insecticide	p,p' DDE	4
Biote	Fongicide	Carbendazime	1

L'état des lieux de la contamination des eaux douces en France métropolitaine et DROM en 2013 réalisé par le Service de l'observation et des statistiques (SOeS) du Commissariat général au développement durable (Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015) à partir des données de surveillance collectées auprès des Agences de l'Eau pour la France métropolitaine et des Offices de l'Eau pour l'outre-mer fait également mention d'une forte contamination par les herbicides. Parmi les 15 PPP les plus détectés en France métropolitaine entre 2009 et 2013 sur les sites avec au moins 4 données disponibles, on retrouve 13 herbicides ou produits de transformation (Figure 4-17).

De Souza *et al.* (2020) ont récemment réalisé une revue bibliographique sur l'occurrence des PPP dans les eaux de surface au niveau mondial entre les années 2012 et 2019, sans aucune donnée issue du territoire français. Il ressort, tout comme pour l'analyse proposée ici au niveau français, que les herbicides sont les substances les plus souvent détectées, avec parmi elles, une nette prédominance de l'atrazine (présent dans 18% des échantillons) puis du métolachlore. Certaines études menées aux Etats-Unis rapportent même une contamination prédominante du métolachlore, avec 86% des échantillons prélevées contaminés par ce composé. Le diuron est l'herbicide présentant les plus fortes concentrations dans les rivières. Cette forte contamination est attribuée à des sources d'origine agricole et non agricole. Seuls les produits de transformation des triazines (déséthyl et désisopropyl

atrazine) sont répertoriés dans cette revue. L'insecticide détecté le plus souvent et à plus forte concentration est le diméthoate. Le chlorpyriphos est aussi fréquemment identifié dans les eaux de surface au niveau mondial. Le tébuconazole et la carbendazime représentent les fongicides les plus souvent détectés dans les eaux de surface avec respectivement 61% et 53% de fréquence de détection.



Notes : H : herbicide ou son produit de dégradation, F : fongicide, I : insecticide. À ce stade, la distinction entre métolachlore et S-métolachlore a été conservée mais les substances sont en réalité très proches, le métolachlore étant un mélange de R et S-métolachlore.

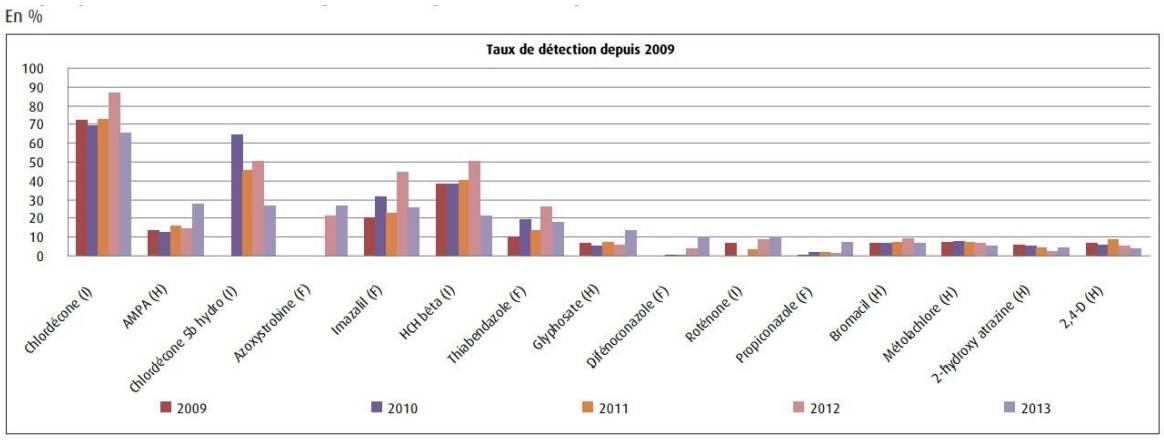
Sources : agences de l'eau ; Ineris, BNVD. Traitements : SOeS, 2015

Figure 4-17. Evolution des fréquences de détection des 15 PPP les plus détectés en France métropolitaine entre 2009 et 2013, dans le cadre du suivi réglementaire (source : SOeS, 2015)

Focus sur les DROM

Le classement des 15 PPP les plus souvent détectés en suivi réglementaire dans les eaux de surface des DROM entre 2009 et 2013 réalisé par le Service de l'observation et des statistiques (SOeS) est représenté sur la (Figure 4-18. Il fait apparaitre une plus grande diversité de familles de PPP : 5 herbicides et produits de transformation, 5 fongicides et 4 insecticides dont la chlordécone, produit le plus fréquemment quantifié à des teneurs largement supérieures aux autres PPP, et son produit de transformation (chlordécone 5b hydro).

Parmi les 82 références prises en compte dans notre analyse, 13 s'intéressent à la contamination des milieux aquatiques en Martinique et Guadeloupe. La totalité de ces études présentent des données de contamination à la chlordécone et parfois à ses métabolites. Les études ou rapports de Mottes *et al.* (2017), Anckaert *et al.* (2019) et Deffontaines *et al.* (2019) rapportent également des niveaux de contaminations en herbicides et fongicides.



Note : H : herbicide ou son produit de dégradation, F : fongicide, I : insecticide ou son produit de dégradation.

Sources : offices de l'eau ; Ineris, BNVD. Traitements : SOeS, 2015

Figure 4-18. Evolution des fréquences de détection des 15 PPP les plus détectés dans les DROM entre 2009 et 2013, dans le cadre du suivi réglementaire (source : SOeS, (2015))

Cas des PPP interdits, hors chlordécone

Beaucoup d'herbicides interdits d'utilisation (triazines, urées substituées… en métropole ; 2,4D dans les DROM) sont encore retrouvés (parfois même avec les plus fortes fréquences de détection) dans les eaux de surface plus de 10 ans après leur interdiction. Adoir *et al.* (2017) ont mené une étude à partir des données de surveillance de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse (AERMC) pour identifier l'origine des sources de contamination récurrente en PPP interdits. L'analyse des données n'a pas permis de distinguer si les niveaux de contamination dans les eaux pouvaient être imputés à un relargage du stock dans les sols ou à des utilisations illicites de tels PPP. Des auteurs (Bernard *et al.*, 2019) proposent d'utiliser le ratio entre les concentrations en substances mères et en quelques produits de transformation bien identifiés et dosables par les laboratoires pour repérer les usages récents de molécules interdites. En cas d'usage frauduleux, ce ratio est souvent largement inférieur à 1. Les connaissances encore limitées sur les produits de transformation représentent ainsi une limite pour la généralisation de cette méthode à l'ensemble des PPP.

Les PPP organochlorés sont des polluants organiques persistants (POP) relativement hydrophobes et donc présents principalement sur les matières en suspension, les sédiments et les organismes biologiques dans les milieux aquatiques. Ainsi, il est généralement admis que les sédiments peuvent être considérés comme le principal puits de ces substances, ce qui explique leur plus forte détection dans cette matrice.

1.2.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ?

L'usage agricole des PPP représente la principale voie de contamination des milieux aquatiques continentaux. Schreiner *et al.* (2016) ont par exemple estimé que le nombre de PPP détectés passe de 3 à 7 lorsque la surface agricole du bassin versant en amont du prélèvement dépasse 20%. Néanmoins, les rejets d'effluents traités (eaux usées) provenant de sources domestiques ou industrielles, les déversements d'eaux pluviales, les utilisations de PPP en zones non agricoles et les dépôts aériens peuvent également constituer une source importante de pollution des milieux aquatiques (Devault *et al.*, 2007; Budzinski *et al.*, 2014; Reoyo-Prats *et al.*, 2017).

Les suivis réglementaires sont mis en œuvre pour définir l'état chimique et écologique des milieux aquatiques quelle que soit la source de contamination. Les sites de prélèvements sont néanmoins choisis par les Agences de l'Eau pour représenter la diversité des contaminations.

Les travaux de recherches menés en France dans les bassins versants agricoles répertoriés dans notre analyse font ressortir une prédominance des études scientifiques en **viticulture** (exemples : Alsace (Lefrancq *et al.*, 2018), Beaujolais (Rabiet *et al.*, 2010; Assoumani *et al.*, 2015), Sud de la France (Louchart *et al.*, 2001), Sud-Ouest (Tapie *et al.*, 2011), Val de Loire (La Jeunesse *et al.*, 2015)). Les herbicides et les fongicides sont largement présents dans les petits bassins versants et à fortes teneurs, en particulier en période de pluie.

Les suivis réalisés dans les eaux de surface de bassins de **cultures intensives** (Nord (Belles *et al.*, 2019), Sud-Ouest (Taghavi *et al.*, 2011), bassin parisien (Blanchoud *et al.*, 2007)) montrent également une grande diversité de contaminations en termes de substances retrouvées ou de concentrations dans l'eau. Les suivis réalisés sur certains types de cultures sont largement sous-représentés (ex. arboriculture).

Même si certaines cultures sont largement étudiées et reconnues comme des sources plus importantes de contaminations des milieux aquatiques, les différentes études ne permettent pas de relier directement la présence d'une substance à un type de culture, à l'exception de la culture de la **banane** aux Antilles avec la rémanence de la chlordécone. La variabilité de la présence des PPP dans les milieux aquatiques et les niveaux de contaminations sont par ailleurs fortement influencés par l'écart entre la date de prélèvement et d'épandage sur les cultures, la saison ou la pluviométrie (Chow *et al.*, 2020).

Concernant les **sources de contaminations non agricoles** des eaux de surface par les PPP, les principales études concernent les rejets urbains et ont été menées avant la mise en œuvre de la loi Labbé (Gasperi *et al.*,

2014; Mazellier *et al.*, 2018; Wiest *et al.*, 2018; Becouze-Lareure *et al.*, 2019). Dans les eaux, la quasi-totalité des PPP quantifiés en milieu urbain sont des herbicides. Deux insecticides, le chlorpyriphos et le chlorfenvinphos, ont été mesurés respectivement dans les études de Weist *et al.* (2018) et de Becouze-Lareure *et al.* (2019) qui ont prélevé à l'exutoire de 2 bassins urbain/industriel (réseau unitaire résidentiel et eaux pluviales) en région lyonnaise. Les sédiments prélevés en sites industriels dans l'étude de Kanzari *et al.* (2014) sont essentiellement contaminés avec des insecticides organochlorés interdits. Les travaux de Nélieu *et al.* (2020) ont quant à eux fait un état des lieux de la contamination de mares en contexte péri-urbain par des herbicides, quelques fongicides et un insecticide (l'imidaclopride). Le suivi du transfert du glyphosate et de l'AMPA réalisé dans le bassin versant de l'Orge en 2007-2008 (Botta *et al.*, 2009) montre une contamination essentiellement d'origine non agricole sur ce bassin (traitements des routes et voies de chemin de fer). Ces produits sont principalement transférés à la rivière en période d'application et au cours des épisodes de pluie *via* les effluents de station de traitement des eaux usées et directement par les réseaux d'eaux pluviales. Les travaux de Nowell *et al.* (2021) portent sur la contamination de 271 cours d'eau aux Etats-Unis. Parmi 225 PPP analysés dans l'eau, 16 ont été détectés dans les cours d'eau urbains qui constituent donc, selon les auteurs, une signature urbaine de la contamination. Il s'agit de 8 herbicides (2,4D, diuron, prométon, triclopyr, bromacil, sulfométuron-méthyl, hexazinone, tébuthiuron), 5 fongicides (4-hydroxychlorothalonil, azoxystrobine, carbendazime, propiconazole, tébuconazole) et 3 insecticides (fipronil, imidaclopride, carbaryl).

La matrice sédiments peut également accumuler des PPP d'origines diverses (Devault *et al.*, 2007; Liber *et al.*, 2019), sans qu'il soit toutefois aisé d'identifier l'origine des contaminations, en particulier dans les grands fleuves où la distance à la source peut être plus ou moins grande et apporter des sources d'incertitudes supplémentaires (Della Rossa *et al.*, 2017).

Aucune étude scientifique n'est ressortie de notre recherche bibliographique sur la contamination spécifique des zones non agricoles de type **jardins, espaces verts urbains ou golf** en France. La contamination des milieux aquatiques suite à l'utilisation des PPP pour le traitement des golfs a fait l'objet de plusieurs études en particulier aux Etats-Unis (Baris *et al.*, 2010; Piacente *et al.*, 2020). La revue de Baris *et al.* (2010) et l'étude récente menée par Piacente *et al.* (2020) soulignent une faible contamination des eaux par les PPP organiques. Dans cette dernière étude, seulement 3 PPP (azoxystrobine, alpha chlordane et oxadiazon) sur 10 recherchés sont quantifiés en été et aucun au printemps. Ce faible niveau de détection dans les eaux de surface est expliqué par les auteurs par le fait que le gazon agit comme un filtre et que les PPP sont appliqués à des doses minimales et raisonnées sur les terrains de golf.

Processus en jeu et stratégies d'échantillonnage

Plusieurs auteurs, dont Schreiner *et al.* (2016), ne mettent pas en évidence, à partir d'un grand jeu de données de surveillance, une relation directe entre le nombre de substances détectées dans les eaux de surface et la taille du bassin versant étudié. Ceci s'explique par un effet dilution et par des distances et des temps de transferts plus importants dans les plus grands bassins versants. Des processus de dégradation et de sorption des PPP sur les sédiments peuvent donc être favorisés dans ces milieux ; les niveaux de concentrations et les fréquences de détection des PPP étant ainsi diminués. Les phénomènes de dilution des concentrations dans une rivière par des arrivées d'eau non contaminée ont également été mis en évidence dans de plus petits cours d'eau (comme la rivière Galion en Martinique (Della Rossa *et al.*, 2017)).

De manière générale, pour les études scientifiques qui s'appuient sur des suivis de terrain dans les milieux aquatiques, la connaissance de la contamination est souvent limitée par des fréquences d'échantillonnage trop faibles dans l'espace et le temps, en raison du coût des analyses des PPP organiques principalement. Les nouvelles techniques d'échantillonnage intégratif pourraient offrir des opportunités pour dépasser ces limitations (Bernard *et al.*, 2019; Mathon *et al.*, 2020).

D'autre part, Schreiner *et al.* (2016) démontrent, à partir des données de surveillance de 4 pays européens et USA, que plus on recherche de substances, plus la fréquence de détection augmente (Figure 4-19). Ainsi, la mise en œuvre de stratégies analytiques innovantes, comme l'analyse non ciblée par spectrométrie de masse haute résolution (voir section 2.3.2), ouvre de nouvelles perspectives pour mieux identifier et caractériser les sources de contaminations dans les milieux aquatiques en mettant en évidence la présence d'une plus large gamme de contaminants organiques (ex. Renaud *et al.*, 2021).

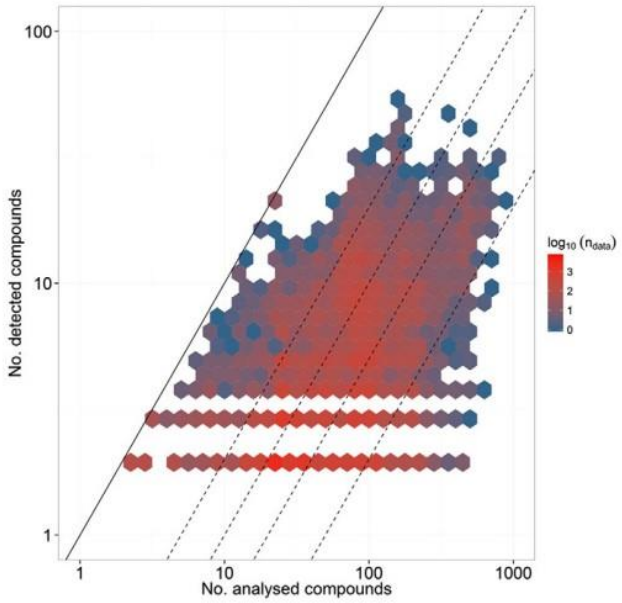


Figure 4-19. Relation entre les nombres de substances détectées et analysées (échelle logarithmique). (source : Schreiner *et al.* (2016))
La ligne continue indique un ratio 1:1 et celles en pointillés, des ratios 1 :5, 1 :10, 1 :20 et 1 :50. Les couleurs représentent le nombre de prélèvements individuels avec ce rapport respectif

La recherche de produits de transformation (TP) en plus des molécules mères apporte des informations complémentaires pour aider à identifier les sources (Tang *et al.*, 2017; Piel *et al.*, 2021). Piel *et al.* (2021) ont étudié les contaminations en glyphosate et AMPA sur un bassin versant pendant 5 campagnes de suivis. Ils ont observé que ces 2 composés sont présents dans les têtes de bassin alors qu'en aval, seul l'AMPA est retrouvé, ce qui pourrait s'expliquer par une dégradation du glyphosate ou une adsorption de ce dernier dans les sédiments, ou encore par une autre source d'AMPA. Le développement des techniques d'analyses non ciblées permet aussi d'augmenter le nombre de substances analysées dont les TP (Tian *et al.*, 2021). Néanmoins, ces travaux encourageants sont encore récents et ne permettent pas d'avoir suffisamment de recul pour généraliser ces approches pour tous les PPP.

Pour les PPP inorganiques, la recherche bibliographique a permis d'identifier une étude (El Azzi *et al.*, 2013) dont l'objectif est d'identifier les sources de contamination par le cuivre dans un bassin versant viticole. Les auteurs utilisent la composition isotopique du Cu pour identifier son origine dans les échantillons collectés. Plus de 75% du cuivre total dans les sédiments et les matières en suspension provient de sources anthropiques. Toutefois, les rapports isotopiques mesurés dans les échantillons montrent que la signature de l'échantillon n'est pas toujours suffisante pour connaître l'origine de l'élément étudié.

Enfin, compte tenu de la complexité et de l'hétérogénéité des mécanismes mis en jeu dans les transferts de PPP et de la multitude des sources de contaminations (diffuses/ponctuelles, agricoles/urbaines/industrielles), des travaux de recherche (Barth *et al.*, 2009; Houdart *et al.*, 2009; Schreiner *et al.*, 2016) insistent sur l'importance d'une démarche interdisciplinaire pour accompagner l'interprétation des données de mesures de la contamination des milieux aquatiques par les PPP (ex. enquêtes auprès des utilisateurs de PPP, cartographie de l'occupation des sols, prise en compte de l'hydrodynamique des cours d'eau, analyses d'autres paramètres physico-chimiques du milieu aquatique, lien avec d'autres compartiments comme les sols, l'air…).

1.2.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, et de la rémanence des substances dans l'eau douce ?

Tendances dans la matrice eau

Les données de la surveillance chimique des masses d'eau sont disponibles publiquement pour les différentes matrices sur le portail http://www.naiades.eaufrance.fr/. Grace à ces données acquises depuis plusieurs années, des synthèses sont établies au niveau national, par bassin ou par région la plupart du temps annuellement (par exemple, Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015; EPTB Charente, 2018; Fredon Auvergne Rhône-Alpes, 2021). Hossard *et al.* (2017) se sont servis de 2 jeux de données issus de la surveillance en France pour réaliser une analyse globale de l'évolution de la contamination des milieux aquatiques entre 2007 et 2012 suite à l'adoption du Plan écophyto en 2008. Malgré une très légère baisse de l'utilisation des PPP sur les cultures suite à la mise en œuvre du Plan écophyto, les auteurs ne constatent pas une diminution notable des niveaux de concentrations (Figure 4-20).

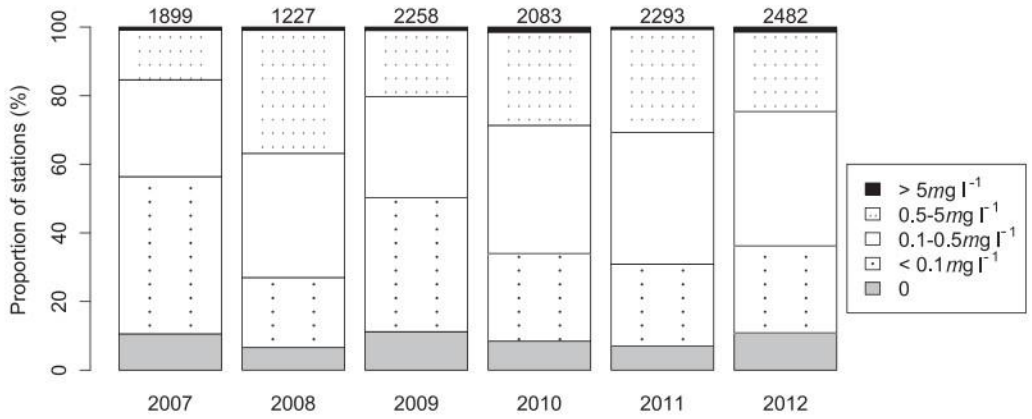


Figure 4-20. Répartition des mesures en pesticides dans chacune des cinq classes de concentrations entre 2007 et 2012 pour les échantillons prélevés dans les rivières françaises. (Source : Hossard *et al.* (2017))
Le nombre de stations considérées chaque année est indiqué en haut de l'histogramme cumulé.

Dans leur revue récente, Chow *et al.* (2020) indiquent que pour pouvoir évaluer des tendances de contamination, il est nécessaire d'avoir des suivis d'au moins 5 années et avec des données homogènes en termes de matrices échantillonnées, de substances recherchées et de méthodes analytiques aux performances équivalentes sur l'ensemble du suivi. Le choix des substances pertinentes à suivre et les stratégies de prélèvements (actifs ponctuels ou composites, passifs ainsi que fréquences d'échantillonnage) doivent être adaptés pour prendre en compte les fortes variations interannuelles dans les concentrations. Il est également primordial de renseigner des métadonnées associées à chaque prélèvement, telles que les conditions météorologiques et hydrodynamiques. Les auteurs soulignent par ailleurs la nécessité d'appliquer sur les données acquises des traitements statistiques appropriés aux objectifs de suivi.

La Figure 4-21 issue de l'état des lieux du Service d'Observation et des Statistiques (2015) présente la décroissance des teneurs moyennes en diuron depuis 2007 dans les eaux, avec une forte décroissance juste après l'interdiction d'utilisation mais un plafonnement proche de 40% des concentrations initiales plus de 4 ans après l'interdiction.

A titre d'illustration de suivis réalisés en France, la Figure 4-22 présente l'évolution, pendant 5 années de 2008 à 2012, des concentrations en 2 herbicides (Diuron et Norflurazon, NFZ) et leurs principaux produits de transformation (1-(3,4-Dichlorophenyl)-3-methylurée, DCPMU et Norflurazon desméthyl, NFZD respectivement) dans les eaux d'une rivière de bassin versant viticole. Il est également observé une nette décroissance des concentrations en Diuron et DCPMU, suite à l'interdiction d'utilisation fin 2008. En revanche, pour le NFZ interdit d'utilisation 5 ans plus tôt, les niveaux de concentrations sont stables dans le cours d'eau.

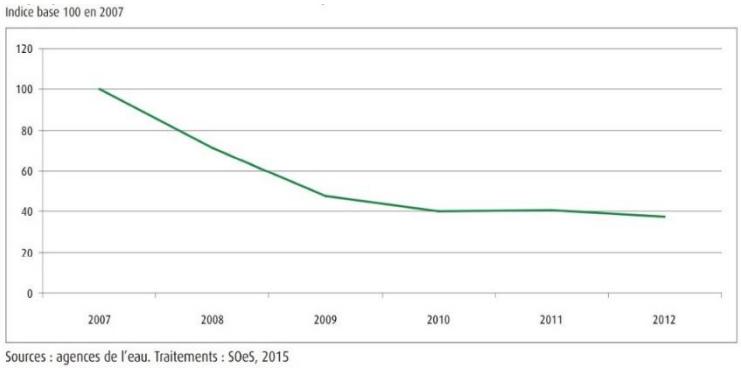


Figure 4-21. Evolution de la concentration moyenne (relative par rapport à une base 100 en 2007) dans les eaux douces françaises au cours des années 2007-2013 (source SOeS, 2015)

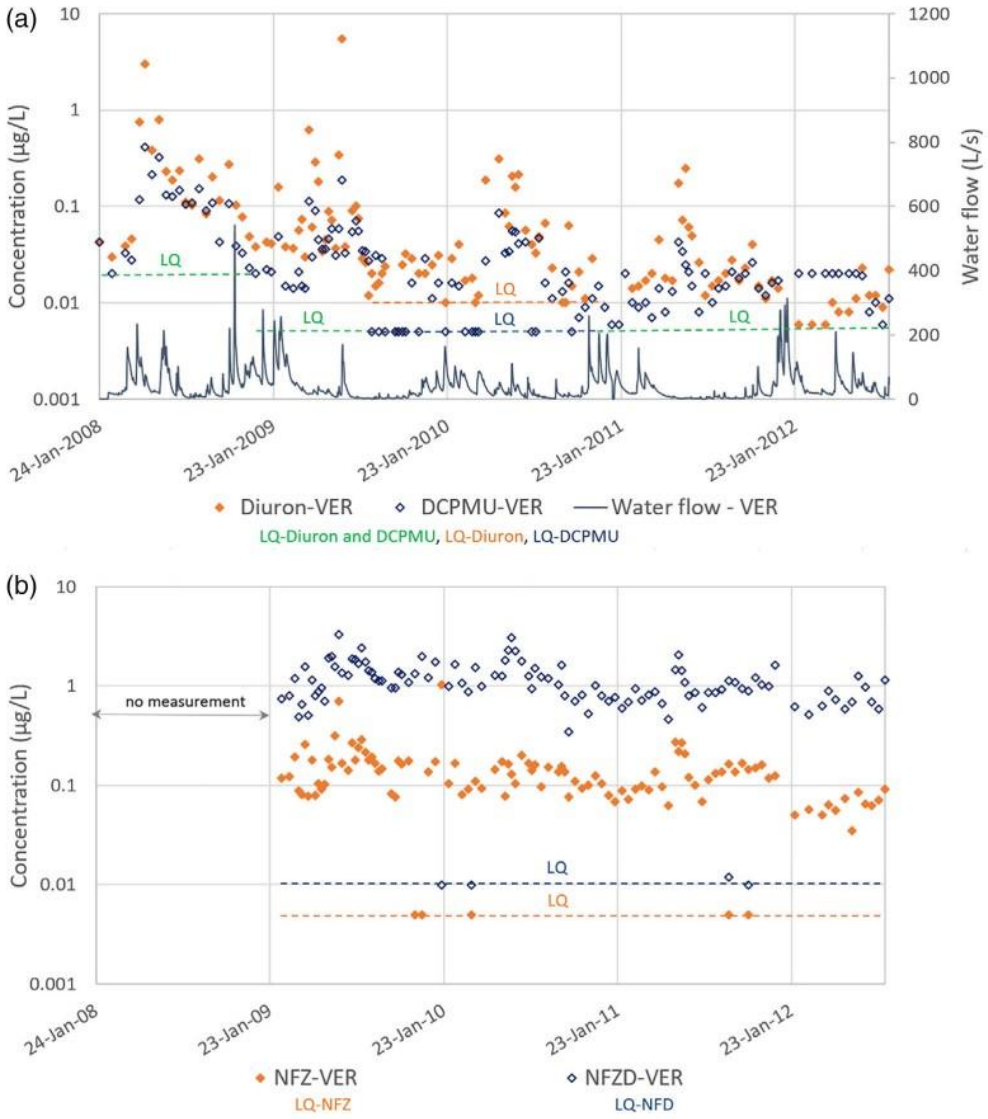
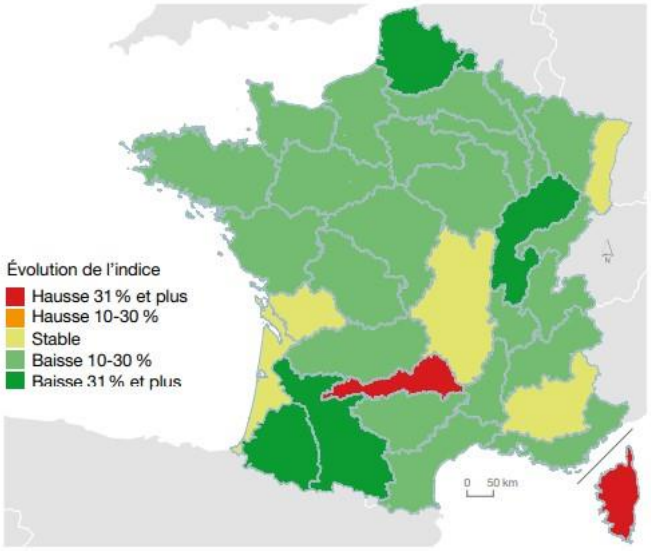


Figure 4-22. Evolution des concentrations en 2 herbicides (diuron et Norflurazon, NFZ) interdits d'utilisation respectivement en 2008 et 2003, ainsi que leurs produits de transformation (DCMPU et NFZD) dans l'eau d'une rivière d'un bassin versant viticole entre 2008 et 2012 (Source : Gouy *et al*., 2021).

En Martinique, Mottes *et al.* (2020) ont suivi la contamination par la chlordécone de l'eau de la rivière Galion pendant 2 ans (2016-2107). Ils observent, malgré la forte variabilité spatio-temporelle, une décroissance globale des niveaux de concentrations de cette substance au cours des années.

L'Indicateur de suivi de l'évolution des Pesticides dans les Cours d'Eau (IPCE) mis en place dans le cadre du suivi du Plan écophyto traduit l'évolution de la concentration cumulée en PPP, au regard de son écotoxicité théorique dans les milieux aquatiques. Bien que de nombreux PPP continuent d'être détectés dans la plupart des cours d'eau, selon cet indice, leur présence a baissé d'environ 20% tant en métropole que dans les DROM entre 2008 et 2018 (Figure 4-23), avec une évolution variable suivant les familles (Figure 4-24). En métropole, seuls deux sous-bassins hydrographiques présentent une évolution défavorable sur la période (la Corse et le Lot), les autres montrant des indices stables ou en baisse. En métropole, l'amélioration résulte principalement de la baisse observée des herbicides (Service des données et études statistiques (SDES), 2020). Parmi les cinq herbicides qui ont le plus fortement contribué à la baisse de l'indice, deux sont interdits d'usage (acétochlore et aminotriazole ou amitrole). Ces fortes baisses ont compensé les augmentations relevées sur d'autres substances comme la pendiméthaline (herbicide) ou la cyperméthrine (insecticide). Dans les DROM, les dernières baisses globales d'indice reflètent des évolutions parfois divergentes de substances herbicides et insecticides (2,4-D, chlorpyryphos-éthyl ou métribuzine, pendiméthaline, chlortoluron).



Champ : sous-bassins hydrographiques de France métropolitaine.
***Source :** Eaufrance, Naïades (données sur la qualité des eaux de surface). Traitements : SDES, 2020*

Figure 4-23. Evolution de l'indice pesticides dans les cours d'eau de 2008 à 2018 (source : Service des données et études statistiques (SDES), 2020)

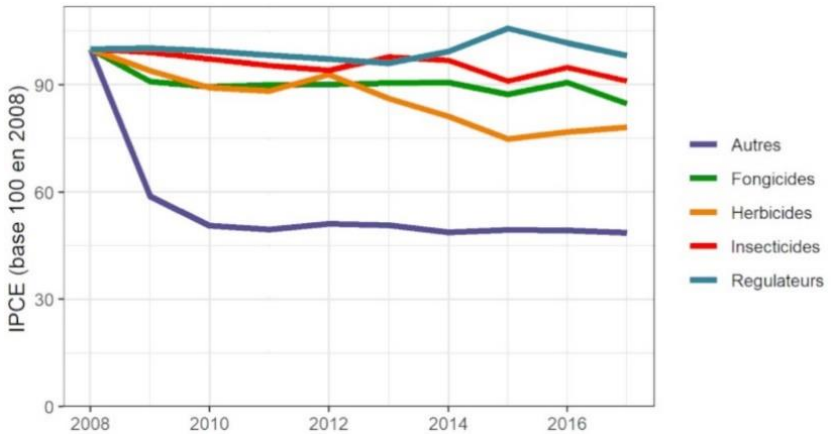


Figure 4-24. Evolution de l'indice pesticides par familles de 2008 à 2018

Globalement, les suivis réglementaires et les études scientifiques démontrent que les niveaux de contamination pour une substance donnée ont tendance à diminuer dans les cours d'eau. Cependant, l'émergence de techniques analytiques plus performantes permet de détecter et de quantifier un plus grand nombre de substances à plus faibles teneurs, ce qui permet difficilement d'évaluer l'évolution de la contamination globale du milieu aquatique par les PPP au cours du temps.

Tendance dans la matrice sédiments

La matrice sédiments, reconnue comme plus intégratrice de la contamination, peut également être utilisée pour évaluer des tendances temporelles de celle-ci. Le traitement des données acquises, en particulier dans le cadre de la surveillance par les Agences de l'Eau, nécessite de disposer d'une méthodologie fiable pour estimer les tendances temporelles des concentrations de contaminants dans les sédiments. Des travaux réalisés au sein du consortium Aquaref (Lionard *et al.*, 2014; Yari *et al.*, 2019) ont permis, en s'appuyant sur une étude bibliographique des pratiques mises en œuvre pour la détermination des tendances spatiales et temporelles des contaminations des sédiments (Figure 4-25), de dresser un bilan des techniques et méthodes les plus adaptées et de les mettre en application sur des jeux de données de la surveillance en France. L'évaluation des tendances est considérée comme plus fiable si ces dernières sont obtenues sur des données normalisées (ex. : aluminium ou fer dans le cas des métaux, carbone organique total pour les contaminants organiques), ce qui nécessite l'acquisition de données complémentaires aux contaminants ciblés.

		Prélèvements de surface	Carottage	Prélèvement intégré
TENDANCES TEMPORELLES	Avantages	- Mise en œuvre aisée - Prélèvement rapide - Multi-sites	- Une campagne de prélèvement pour un historique de contamination (>10 ans) - Même méthode analytique pour toute la séquence temporelle - Possibilité de remonter plus aisément dans le temps dès aujourd'hui (réponse immédiate)	- Peu couteux - Facilité de mise en œuvre - Multi-sites et simultané - Echantillonnage d'une fraction homogène (fine) au cours du temps - Prélèvement spécifique d'une période connue - Intégration temporelle de la contamination (ex : crues) - Besoin de paramètres normalisateurs moins primordial
	Inconvénients	- Présence ou non de sédiments fins pendant la période d'étude - Besoin d'un nombre élevé de campagnes d'échantillonnage sur une longue période (10 ans ?) - Pas de continuité des méthodes analytiques sur la période - Nécessité d'un suivi de paramètres normalisateurs -Période échantillonnée ?	-Choix du site (connaissance des taux d'accumulation, zone d'accumulation ou non, sans lacune sédimentaire) - Campagne coûteuse et nécessitant une main d'œuvre qualifiée - Besoin d'une méthode de datation robuste - Dégradation de certains composés organiques au cours du temps - Représentativité d'un seul point de prélèvement - Besoin de paramètres normalisateur	- Concentration lissée sur la période étudiée - Multi sites limité au nombre de pièges à disposition - Déploiement du piège sur le site - Représentativité de l'échantillon en période de crue - Besoin d'une continuité des méthodes analytiques sur la période étudiée

Figure 4-25. Bilan des avantages et des inconvénients de 3 techniques de prélèvement des sédiments pour établir les tendances temporelles (source : Lionard *et al.* (2014)

Même avec l'utilisation de technologies analytiques avancées comme la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS), il est difficile de mettre en évidence des tendances globales de contamination des sédiments suivant les saisons (Moschet *et al.*, 2014).

Des carottes de sédiments peuvent également être prélevées pour révéler des historiques de contamination en PPP la plupart du temps dans les grands fleuves ou les lacs (Sabatier *et al.*, 2014; Liber *et al.*, 2019; Gardes *et al.*, 2021; Thiebault *et al.*, 2021). Par exemple, Thiebault *et al.* (2021) ont réalisé des analyses de sédiments dans la Seine couvrant la période de 1944 à 2003. Parmi les 16 PPP et TP étudiés, 9 ont été détectés (5 herbicides, 2 TP d'herbicides et 2 fongicides). A partir des dates d'autorisations de mise sur le marché des PPP concernés, les auteurs ont soit constaté une évolution croissante et constante des teneurs (isoproturon et carbendazime), soit une augmentation jusqu'au début des années 1980 suivie d'une diminution qui s'est accentuée dans les couches de sédiments les plus récentes.

Les tendances temporelles de contamination en polluants organiques persistants (POP) peuvent être reconstituées à partir de carottes de sédiments en combinant avec l'analyse des caractéristiques sédimentologiques des dépôts de sédiments. Les travaux de Gardes *et al.* (2021) démontrent cependant la nécessité de bien identifier et prendre

en compte, dans les tendances temporelles, les interactions entre les POP et les caractéristiques des sédiments (en particulier la nature de la matière organique) pour discriminer l'influence des anciennes applications en agriculture, de l'érosion du sol, et également des applications potentielles post-interdiction. En métropole les contaminations rémanentes aux POP concernent principalement les insecticides organochlorés (isomères de l'HCH, aldrine, DDD, DDE, DDT…).

1.3. Contamination du milieu marin par les produits phytopharmaceutiques

1.3.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment milieu marin dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche

Méthodologies issues de la surveillance du milieu marin

La contamination chimique (et notamment par certains PPP) du milieu marin fait l'objet de plusieurs types de surveillance, à différentes échelles de temps, d'espace, de matrices, lesquelles sont décrites ci-dessous. Afin de comprendre les avantages et limites de ces dernières vis-à-vis de l'observation des PPP, un bref historique du contexte de leur mise en place est nécessaire.

ROCCH (Réseau d'Observation de la Contamination CHimique du milieu marin)

Dans les années 1970, l'intérêt sociétal et scientifique pour la contamination par les Polluants Organiques Persistants (POP) (notamment le DDT), émerge avec les premières révélations sur l'ampleur de leurs effets biologiques aux Etats-Unis (Carson, 1962). Compte tenu des fortes dilutions du milieu marin et des propriétés lipophiles/hydrophobes de ce type de contaminants, les matrices intégratrices se sont révélées les plus pertinentes pour rendre compte de la contamination du milieu marin. Parmi celles-ci, les sédiments et les mollusques bivalves ont donc été rapidement utilisés pour faciliter l'état des lieux de la contamination chimique du milieu marin littoral. A l'instar du « mussel watch » aux USA, l'utilisation des mollusques comme organismes « sentinelles » du milieu marin s'est développée en France. Très largement répartis dans les mers du globe, présents sur l'ensemble du littoral de France, ces organismes sont sédentaires et sont donc représentatifs de l'ambiance toxique du site où on les prélève, d'autant qu'ils disposent d'activités métaboliques réduites par rapport aux crustacés et aux poissons. Ils concentrent les contaminants chimiques du milieu (métaux et POP) avec des facteurs allant de 100 à 100 000 rendant ainsi leurs dosages techniquement plus aisés que dans l'eau. De plus, les mesures dans les bivalves informent sur la biodisponibilité des contaminants. Ils sont relativement robustes et survivent dans des environnements pollués, ou aux caractéristiques physico-chimiques extrêmes, et même lorsqu'ils sont absents, ils restent facilement transplantables ce qui permet d'obtenir de l'information sur un large éventail de sites aux pressions contrastées. Pour l'ensemble de ces raisons, les mollusques bivalves (moules, huîtres notamment) constituent un élément essentiel du dispositif de surveillance du milieu marin littoral en France.

ROCCH matière vivante. En 1974, la France est parmi les premiers pays européens à se doter d'un réseau de surveillance de la contamination chimique du milieu marin, le Réseau National d'Observation (RNO) (Claisse *et al.*, 1992), aujourd'hui ROCCH. Opéré par l'Ifremer, ce réseau a pour objectifs : i) d'évaluer les niveaux et tendances de la contamination chimique du milieu marin en s'appuyant sur des mesures dans des organismes sentinelles (mollusques) et ii) de surveiller les zones de production conchylicole classées d'un point de vue sanitaire. Si la liste des contaminants suivis n'a cessé d'évoluer, au niveau des PPP, seuls les insecticides DDT (et ses métabolites) et lindane, ainsi que l'Elément Trace Métallique (ETM) cuivre sont suivis annuellement depuis les débuts de ce réseau. Les références aux PPP « historiques » dans la suite de ce chapitre concerneront ces substances-là. Le suivi d'autres substances actives de PPP en milieu marin a été progressivement intégré pour

répondre aux objectifs des conventions de mers régionales, OSPAR[2], convention de Barcelone, aux objectifs MEDPOL[3], et plus récemment aux objectifs DCE, avec des stratégies de suivi temporelles variables selon les façades mais qui tendent ces dernières années à s'harmoniser. Aujourd'hui, la liste contient aussi les PPP prioritaires suivants (insecticides cyclodiènes, HCB – hexachlorobenzène, atrazine, diuron, alachlore, trifluraline, pentachlorophénol, simazine, chlorpyrifos-éthyl, chlorfenvinphos et isoproturon) qui sont suivis au minimum une fois tous les 3 ans. Le ROCCH s'appuie sur des ressources pérennes en huîtres ou en moules (gisements sauvages ou zones d'élevage) dans lesquelles le temps de séjour long (6 mois minimum) garantit l'équilibre entre la concentration tissulaire en contaminants chimiques et la concentration ambiante dans l'eau. Les échantillonnages annuels de mollusques ont d'abord été réalisés quatre fois par an jusqu'en 2002, puis deux fois (février et novembre) jusqu'en 2016 et finalement une seule fois (février) depuis 2017 sur l'ensemble du littoral français métropolitain (une centaine de stations sont actives à ce jour). Les analyses sont réalisées dans des laboratoires accrédités par le COFRAC[4] qui assurent un niveau de performance suffisant pour les substances recherchées, en adéquation avec les contraintes réglementaires ou imposées par les directives/conventions. Une traçabilité dans les méthodes, les pratiques et les changements de matériels assure par ailleurs une continuité nécessaire des niveaux de performance. Les résultats servent aux rapportages nationaux, communautaires et internationaux en matière de contamination chimique du milieu marin (Conventions OSPAR/Barcelone, DCE, Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin - DCSMM…) et sont bancarisés dans la base de données Quadrige, et accessibles (cartographies/data) *via* l'outil surval (https://quadrige.eaufrance.fr/Acces-aux-donnees/Surval/Donnees-par-parametre#/map). Malgré l'intérêt de l'utilisation des mollusques bivalves dans la surveillance de la contamination chimique, certaines limites sont néanmoins apparues ; d'abord les zones non exploitées n'étaient pas suivies, ce qui constituait un manque dans la connaissance de l'exposition littorale à la contamination. Ensuite, la relation entre la concentration en contaminants dans le milieu et dans la chair des bivalves est influencée par plusieurs facteurs intrinsèques et extrinsèques. Parmi eux, le statut reproducteur, l'état nutritionnel, la température, la salinité, la turbidité mais également les processus métaboliques des organismes. Pour ces raisons, les comparaisons spatio-temporelles des concentrations dans les tissus des bivalves peuvent être problématiques. Ces considérations ont donné naissance au Réseau INtégrateurs BIOlogiques (RINBIO) en Méditerranée en 2000 (Andral *et al.*, 2004), afin de combler les lacunes spatiales du ROCCH sur cette façade et de mieux y prendre en compte l'impact trophique sur la contamination des bivalves. Ce réseau a pour objectif l'évaluation de la qualité chimique des eaux littorales méditerranéennes en se basant sur l'utilisation de moules transplantées (biomonitoring actif), obtenues à partir d'un lot homogène de coquillages autochtones (*Mytilus galloprovinciallis*) dont les paramètres trophiques sont suivis en parrallèle (prise en compte de l'indice de condition). Les suivis sont réalisés tous les 3 ans depuis 2000 sur 70 à 120 stations (en fonction des campagnes) et servent aux rapportages DCE et DCSMM. Si le cuivre et le DDT étaient, là encore, les seuls PPP suivis au départ dans les coquillages, quelques substances prioritaires, essentiellement organiques hydrophobes (interdites), ont été depuis rajoutées à la liste des substances suivies (les insecticides organo-chlorés (OC) : lindane, endosulfan, chlorpyriphos-éthyl et cyclodiènes, et l'herbicide trifluraline). Il est cependant important de noter que ces bivalves régulent leur contenu en cuivre, de ce fait ils restent de mauvais bio-indicateurs pour ce métal.

ROCCH sédiments. Pour l'ensemble de ces raisons, le ROCCH s'est également doté d'un volet de suivi de la contamination chimique sédimentaire à partir de 1993 sur l'ensemble du littoral français métropolitain. Le compartiment sédimentaire est en effet complémentaire de la matrice biologique. Lui aussi intégratif, il permet d'obtenir une caractérisation spatiale fine, au contraire du maillage réalisé avec les mollusques d'élevage. Il a par ailleurs l'avantage de conserver un historique de la contamination en fonction du taux de sédimentation de chaque site, et de ne pas être soumis aux processus de régulation physiologique des concentrations de certains contaminants dans les organismes vivants. En fonction des vitesses de sédimentation, des remises en suspension, de la bioturbation, etc., le premier centimètre superficiel des sédiments peut intégrer plusieurs années de contamination. Dans ces conditions, il n'est pas nécessaire de revenir tous les ans sur un même lieu. Les suivis

[2] Convention Oslo-Paris, pour la protection de l'environnement marin de l'Atlantique Nord-Est, adoptée en 1992.
[3] Programme d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine dans la région méditerranéenne, crée en 1975 à la suite de la convention de Barcelone.
[4] Comité Français d'Accréditation, www.cofrac.fr

sont ainsi réalisés tous les 6 ans sur plus de 300 stations. Les PPP suivis ont également évolué au fil du temps pour répondre aux obligations en termes de rapportage. Le cuivre, les insecticides OC (DDT et métabolites, cyclodiennes, endosulan α/β, chlorfenvinphos, chlorpyriphos-éthyl, Lindane α/γ) et l'herbicide trifluraline sont les substances suivies depuis les débuts et ont été complétés récemment, lors des dernières campagnes sur chaque façade littorale par les substances plus polaires de la liste prioritaire DCE (aclonifen, alachlore, atrazine, bifenox, dichlorvos, diuron, cybutryne, isoproturon, quinoxyfen, simazine et terbutryne). Les teneurs en contaminants sédimentaires dépendent à la fois du niveau de contamination ambiante mais aussi de la composition intrinsèque du sédiments (i.e. ses capacités à stocker cette contamination). Aussi pour une même contamination ambiante, un sédiment contenant plus de matériel fin aura tendance à stocker davantage d'ETM, ou encore, un sédiment contenant plus de matériel organique, à stocker davantage de substances organiques lipophiles. Afin de pouvoir comparer les échantillons sédimentaires, les teneurs en aluminium (représentatives de la fraction argileuse fine) et en carbone organique (COrg, ou COT) sont des paramètres clef. Pour le ROCCH, une normalisation des concentrations sédimentaires brutes est réalisée à 5% d'aluminium pour les ETM et à 2,5% de COrg pour les substances organiques avant toute comparaison. Comme pour celles sur la matière vivante, les analyses sédimentaires sont réalisées dans des laboratoires accrédités par le COFRAC. Les données bancarisées dans Quadrige, sont accessibles *via* l'interface surval.

Principales limites du ROCCH matière vivante et sédiments. L'avantage des matrices intégratrices comme les mollusques et le sédiment est aussi son principal inconvénient : elles informent de la contamination ambiante « moyenne » du milieu pour les substances plutôt hydrophobes, mais ne donnent pas d'information sur la dynamique de celle-ci à des échelles de temps courtes (infra-annuelle, saisonnière…), notamment sur les possibles pics de contamination arrivant aux eaux littorales, ni d'ailleurs sur la présence de substances hydrophiles. Cette information ne peut être obtenue qu'avec des dosages réalisés dans l'eau ou dans des matrices dont le pas de temps d'intégration est plus réduit (échantillonneurs passifs). La matrice eau a longtemps été laissée de coté lorsqu'on s'intéressait au milieu marin, car jugée non pertinente à deux niveaux, à la fois d'un point de vue des propriétés physico-chimiques des substances d'intérêt recherchées jusque là (POP/insecticides OC peu solubles et très hydrophobes), et également d'un point de vue des techniques analytiques, ne permettant pas de descendre assez bas les limites de detection (LD) et de quantification (LQ). L'information sur la dynamique temporelle fine de la contamination par les PPP est donc rarement atteignable en milieu marin. Elle commence à le devenir aujourd'hui avec l'amélioration des techniques analytiques et d'échantillonnage (échantillonnage passif) et dans des contextes de recherches effectuées dans le champs proche (cette partie sera développée ci-après) ; toutefois, dès lors que l'on s'éloigne du littoral, la dilution et l'inertie des masses d'eau sont telles que des dosages directs dans l'eau ont aujourd'hui encore un intérêt très limité.

DCE (Directive Cadre européenne sur l'Eau)

En 2000 s'opère un véritable tournant dans le domaine du suivi des contaminants et notamment des PPP dans les milieux aquatiques. La Directive 2000/60/EC du 23 octobre 2000 appelée Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE) établit un cadre européen d'action dans le domaine de l'eau qui impose à tous les Etats membres de maintenir ou de recouvrer un bon état des milieux aquatiques. Les eaux marines concernées par cette directive sont les eaux de transition (estuaires et lagunes) et les eaux côtières de métropole et des départements et régions d'outre-mer (DROM) jusqu'à 1 mille marin (env. 2 km). Afin de caractériser l'état chimique de chaque masse d'eau, les concentrations de 45 substances (ou groupes de substances) toxiques prioritaires, doivent être comparées à des Normes de Qualité Environnementales (NQE) (Arrêté du 27 juillet 2018). Aujourd'hui, avec 22 substances ou groupes de substances prioritaires, les PPP sont représentés de manière plus étoffée que jusqu'alors dans les conventions de mers régionales (OSPAR/Barcelone). L'évolution de l'ensemble des substances prioritaires et de leurs valeurs seuils pour le milieu marin est synthétisée sur le Tableau 4-5.

Tableau 4-5. Liste des polluants et Normes de Qualité Environnementales (NQE) ou Valeurs Guides Environnementales (VGE) des Arrêtés d'évaluation de l'état écologique, état chimique et potentiel écologique pour les eaux littorales de 2010, 2015 et 2018. D'après Menet-Nedelec et Grouhel-Pellouin, 2019.

Les modifications entre chaque Arrêté sont indiquées en rouge. NQE-MA et NQE-CMA en µg/L, et NQE biote et VGE mollusques en µg/kg poids frais. MA = moyenne annuelle ; CMA = concentration maximale admissible.

N°	Nom de la substance (ubiquistes)	CODE SANDRE	Arrêté 2010			Arrrêté 2015			Arrrêté 2018				Catégorie
			NQE-MA	NQE-CMA	NQE BIOTE	NQE-MA	NQE-CMA	NQE BIOTE	NQE-MA	NQE-CMA	NQE BIOTE	VGE MOLLUSQUES	
(1)	Alachlore	1101	0,3	0,7		0,3	0,7		0,3	0,7			Pesticide
(2)	Anthracène	1458	0,1	0,4		0,1	0,1		0,1	0,1		173	Polluant industriel
(3)	Atrazine	1107	0,6	2		0,6	2		0,6	2			Pesticide
(4)	Benzène	1114	8	50		8	50		8	50			Polluant industriel
(5)	Diphényléthers bromés : Tri BDE 28, Tétra BDE 47, Penta BDE 99, Penta BDE 100, Hexa BDE 153, Hexa BDE 154	7705	Σ = 0,0002	Sans objet		Sans objet	0,014	0,0085	Sans objet	0,014	0,0085		Polluant industriel
(6)	Cadmium et ses composés	1388	0,2	Sans objet		0,2	1,5		0,2	1,5		572	Métal lourd
(6 bis)	Tétrachlorure de carbone	1276	12	Sans objet		12	Sans objet		12	Sans objet			Polluant industriel
(7)	Chloroalcanes C10-13	1955	0,4	1,4		0,4	1,4		0,4	1,4	16600		Polluant industriel
(8)	Chlorfenvinphos	1464	0,1	0,3		0,1	0,3		0,1	0,3		30,9	Pesticide
(9)	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	1083	0,03	0,1		0,03	0,1		0,03	0,1		10,32	Pesticide
(9 bis)	Pesticides cyclodiènes : Aldrine, Dieldrine, Endrine, Isodrine	5534	Σ = 0,005	Sans objet		Σ = 0,005	Sans objet		Σ = 0,005	Sans objet			Pesticide
(9 ter)	DDT total	7146	Σ = 0,025	Sans objet		Σ = 0,025	Sans objet		Σ = 0,025	Sans objet		1282	Pesticide
	Para-para-DDT	1148	0,01	Sans objet		0,01	Sans objet		0,01	Sans objet			
(10)	1,2-Dichloroéthane	1161	10	Sans objet		10	Sans objet		10	Sans objet			Polluant industriel
(11)	Dichlorométhane	1168	20	Sans objet		20	Sans objet		20	Sans objet			Polluant industriel
(12)	Di(2-éthylhexyl)phtalate (DEHP)	6616	1,3	Sans objet		1,3	Sans objet		1,3	Sans objet	3200	2920	Polluant industriel
(13)	Diuron	1177	0,2	1,8		0,2	1,8		0,2	1,8			Pesticide
(14)	Endosulfan	1743	0,0005	0,004		0,0005	0,004		0,0005	0,004			Pesticide
(15)	Fluoranthène	1191	0,1	1		0,0063	0,12	30	0,0063	0,12	30		Polluant industriel
(16)	Hexachlorobenzène	1199	0,01	0,05	10		0,05	10		0,05	10		Pesticide
(17)	Hexachlorobutadiène	1652	0,1	0,6	55		0,6	55		0,6	55		Polluant industriel
(18)	Hexachlorocyclohexane	5537	0,002	0,02		0,002	0,02		0,002	0,02		0,28	Pesticide
(19)	Isoproturon	1208	0,3	1		0,3	1,0		0,3	1,0			Pesticide
(20)	Plomb et ses composés	1382	7,2	Sans objet		1,3	14		1,3	14			Métal lourd
(21)	Mercure et ses composés	1387	0,05	0,07	20		0,07	20		0,07	20		Métal lourd
(22)	Naphtalène	1517	1,2	Sans objet		2	130		2	130		214	Polluant industriel
(23)	Nickel et ses composés	1386	20	Sans objet		8,6	34		8,6	34			Métal lourd
(24)	Nonylphénol (4-nonylphénol)	1958	0,3	2		0,3	2		0,3	2		344	Polluant industriel
(25)	Octylphénol (4-(1,1',3,3'-tétraméthylbutyl)-phénol)	1959	0,01	Sans objet		0,01	Sans objet		0,01	Sans objet		2,29	Polluant industriel
(26)	Pentachlorobenzène	1888	0,0007	Sans objet		0,0007	Sans objet		0,0007	Sans objet	367	2,29	Polluant industriel
(27)	Pentachlorophénol	1235	0,4	1		0,4	1		0,4	1		41,6	Pesticide
(28)	Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :												Polluant industriel
	Benzo(a)pyrène	1115	0,05	0,1		0,00017	0,027	5	0,00017	0,027	5		
	Benzo(b)fluoranthène	1116	Σ = 0,03	Sans objet			0,017			0,017			
	Benzo(k)fluoranthène	1117					0,017			0,017			
	Benzo(g,h,i)perylène	1118	Σ = 0,002	Sans objet			0,00082			0,00082			
	Indeno(1,2,3-cd)pyrène	1204					Sans objet			Sans objet			
(29)	Simazine	1263	1	4		1	4		1	4			Pesticide
(29 bis)	Tétrachloroéthylène	1272	10	Sans objet		10	Sans objet		10	Sans objet			Polluant industriel
(29 ter)	Trichloroéthylène	1286	10	Sans objet		10	Sans objet		10	Sans objet			Polluant industriel
(30)	Composés du tributylétain (tributylétain-cation)	2879	0,0002	0,0015		0,0002	0,0015		0,0002	0,0015			Polluant industriel
(31)	Trichlorobenzènes	1774	0,4	Sans objet		0,4	Sans objet		0,4	Sans objet		100,4	Polluant industriel
(32)	Trichlorométhane	1135	2,5	Sans objet		2,5	Sans objet		2,5	Sans objet			Polluant industriel
(33)	Trifluraline	1289	0,03	Sans objet		0,03	Sans objet		0,03	Sans objet		116	Pesticide
(34)	Dicofol	1172				0,000032	Sans objet	33	0,000032	Sans objet	33		Pesticide
(35)	Acide perfluorooctanesulfonique et ses dérivés (per fluorooctanesulfonate PFOS)	6561				0,00013	7,2	9,1	0,00013	7,2	9,1		Polluant industriel
(36)	Quinoxyfène	2028				0,015	0,54		0,015	0,54			Pesticide
(37)	Dioxines et composés de type dioxine	7707				Sans objet	Sans objet	Σ = 0,0065 µg/kg TEQ	Sans objet	Sans objet	Σ = 0,0065 µg/kg TEQ		Polluant industriel
(38)	Aclonifène	1688				0,012	0,012		0,012	0,012			Pesticide
(39)	Bifénox	1119				0,0012	0,004		0,0012	0,004			Pesticide
(40)	Cybutryne	1935				0,0025	0,016		0,0025	0,016			Pesticide
(41)	Cyperméthrine	1140				0,000008	0,00006		0,000008	0,00006			Pesticide
(42)	Dichlorvos	1170				0,00006	0,00007		0,00006	0,00007			Pesticide
(43)	Hexabromocyclododécane (HBCDD)	7128				0,0008	0,05	167	0,0008	0,05	167		Polluant industriel
(44)	Heptachlore et époxyde d'heptachlore	7706				1×10^{-3}	0,00003	0,0067	1×10^{-3}	0,00003	0,0067		Pesticide
(45)	Terbutryne	1269				0,0065	0,034		0,0065	0,034			Pesticide

L'article 8 de la DCE prévoit la mise en œuvre d'un programme de surveillance des masses d'eau, de manière à « dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque bassin hydrographique ». Ce programme est mené sur la durée d'un « plan de gestion », soit 6 ans avec un bilan réalisé tous les 3 ans. Chaque bassin a ainsi défini différents réseaux de contrôle qui ont vu la recherche de ces 22 PPP être réalisée de manière

plus systématique. Les réseaux existants contribuent à alimenter la DCE en données pour les substances prioritaires qu'ils dosaient déjà (ex. : ROCCH, RINBIO) et se sont progressivement adaptés pour suivre celles qu'ils ne dosaient pas. L'opérateur de la DCE concernant le milieu marin en métropole est l'Ifremer sous convention avec les différentes Agences de l'Eau. En outre-mer, des conventions sont passées avec différents prestataires (bureaux d'étude) pour réaliser ces campagnes. De manière générale, un « flou » a perduré quelques années concernant les matrices à échantillonner et les fréquences de suivi. Celles-ci ont été précisées ultérieurement, d'abord avec la Directive 2013/39/UE puis ensuite avec la parution en 2018 du guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales dans le cadre de la DCE (Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018) (guide REEEL). Les méthodologies de suivi pouvaient donc être assez différentes jusque là entre les différents bassins hydrographiques. Certains faisant le choix de la mesure systématique une fois par mois dans l'eau pour tous les contaminants (application de la directive *stricto sensu*) (Devault *et al.*, 2012), avec souvent des résultats ne permettant pas de statuer sur l'état chimique (LQ non adaptées ou NQE trop basses par rapport aux LQ), d'autres préférant utiliser des matrices intégratives, que ce soit pour les contaminants hydrophobes (avec utilisation de facteurs de conversion des données dans le biote en données dans l'eau) et/ou pour les contaminants hydrophiles (Andral *et al.*, 2013).

Depuis 2018, les substances hydrophobes doivent être suivies *via* des matrices intégratrices (coquillage et/ou poissons) en se basant autant que faire se peut sur les réseaux existants (ROCCH, RINBIO) et les données comparées à des NQE biote ou des valeurs guides environnementales (VGE), lorsque celles-ci existent (Tableau 4-5).

La matrice eau a finalement été jugée « non pertinente pour les eaux littorales », et l'évaluation de l'état chimique vis-à-vis des substances hydrophiles « doit être réalisée à dire d'expert sur la base de l'ensemble des données disponibles jugées pertinentes » (REEEL, 2018). Devant ces deux affirmations antinomiques, et de manière à apporter des éléments d'expertise, l'utilisation d'échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) a été developpée (Gonzalez *et al.*, 2009b; Munaron *et al.*, 2012) et systématisée dès 2009 sur le bassin Rhône Mediterranée Corse, et dans les DROM.

De plus, le dispositif de surveillance DCE prévoit un volet prospectif sur la partie littorale, avec la réalisation de campagnes de mesures exploratoires, rattachées aux campagnes DCE mais avec un nombre plus important de substances à rechercher sur certains points du dispositif (stations sentinelles), de manière à identifier de possibles problématiques émergentes, ou des problématiques liées à des substances connues mais non encore réglementées en milieu marin. L'objectif est aussi de permettre *in fine* d'alimenter la liste des substances pertinentes candidates aux PSEE (Polluants Spécifiques de l'Etat Ecologique) et de contribuer à la révision de la liste des substances prioritaires. Une première campagne (Projet Emergent'Sea, 2020-2022) est en cours actuellement sur le littoral français (Amouroux *et al.*, 2020).

Zoom sur l'emploi des Echantillonneurs Intégratifs Passifs (EIP) dans le cadre de la surveillance DCE du milieu marin métropolitain

Malgré des avancées importantes en termes de techniques analytiques au cours des dernières années, une multitude de PPP à caractère hydrophile demeure invisible aux techniques de biomonitoring, ce qui rend partielle la caractérisation de la contamination de la colonne d'eau. Les EIP placés directement dans les eaux à échantillonner, permettent d'extraire et de concentrer *in-situ* ces composés hydrophiles, réduisant ainsi une partie des difficultés techniques et facilitant ensuite leur détection analytique en laboratoire. Ils permettent d'obtenir une concentration intégrée, ou concentration moyenne pendant la période d'exposition (TWAC ou TWC) qui rend compte de la présence à l'état de traces de nombreuses substances jusqu'alors invisibles, mais qui à l'inverse lisse les pics possibles de contamination. Cette limite n'est cependant pas un problème pour le milieu marin littoral où les pics sont généralement déjà naturellement lissés par l'inertie des masses d'eau et les fortes dilutions qui s'opèrent dans ces milieux (Munaron, 2012). Les EIP ont fait l'objet en 2008 d'une première campagne de tests dans les Masses d'Eaux (ME) côtières méditerranéennes aboutissant à un large screening de PPP (Gonzalez *et al.*, 2009b). Les substances organiques hydrophiles ont été recherchées avec les POCIS (Polar Organic Contaminant Integrative Sampler) (durée d'intégration ciblée de 21 jours pour cette étude), et les éléments traces métalliques (ETM) sous leur forme cationique dissoute l'ont été avec les DGT (Diffusive Gradient in Thin films)

(durée d'intégration ciblée de 8 jours sur cette étude). Ces dispositifs intégratifs de la contamination des eaux ont été complétés par la recherche de substances apolaires à moyennement polaires par la technique SBSE (Stir Bar Sorptive Extraction ou extraction par sorption sur barreau magnétique). Cette technique permet d'extraire sur un barreau aimanté les contaminants à partir d'un échantillon d'eau ponctuel puis, grâce à l'optimisation des étapes d'extraction/élution/injection « on-line » au laboratoire, d'obtenir des LQ de l'ordre du dixième de ng/L. Si ces 3 types d'échantillonneurs ont été utilisés ensuite simultanément entre 2008 et 2011 sur les lagunes méditerranéennes et en outre-mer (Réunion, Mayotte, Guyane) (Munaron *et al.*, 2013; Gonzalez *et al.*, 2015), seuls les DGT et POCIS sont utilisés depuis pour le suivi DCE des PPP hydrophiles des eaux littorales Méditerranéennes à raison d'une campagne de mesure tous les 3 ans au printemps (2012, 2015 et 2018) (Andral *et al.*, 2013; Witkowski *et al.*, 2017; Bouchoucha *et al.*, 2019). Face à l'intérêt des EIP en milieu marin, les autres bassins hydrographiques métropolitains et DROM ont également réalisé des études ponctuelles de tests, en couplant POCIS, DGT et parfois SBSE (Abarnou *et al.*, 2014; Menet-Nedelec *et al.*, 2018). En parallèle, leur essor a contribué à la création de réseaux régionaux spécifiquement dédiés au suivi des PPP sur certains sites de métropole (Bassin d'Arcachon, Lagunes Méditerranéennes) (plus de détails ci-après). Ces travaux ont permis d'alimenter les rapports DCE concernant les substances prioritaires hydrophiles (atrazine, simazine, diuron, isoproturon, alachlore) (Andral *et al.*, 2013; Witkowski *et al.*, 2017; Bouchoucha *et al.*, 2019), mais jusqu'à 70-80 PPP ont parfois été recherchés simultanément grâce à ces outils (essentiellement des herbicides et des fongicides), y compris le cuivre.

Parmi ces substances, les PPP faisant partie des substances pertinentes à surveiller dans les eaux de surface (arreté du 20 juillet 2015) ont également été recherchés à plusieurs reprises (Bouchoucha *et al.*, 2019). Les substances concernées sont : carbendazime, métolachlore et ses métabolites ESA et OXA, propyzamide, acétochlore, diméthoate, linuron, terbuthylazine ainsi que les métabolites de l'atrazine, DEA et DIA. Les listes de substances suivies n'étant pas exactement les mêmes d'un bassin hydrographique à l'autre et parfois d'une campagne à l'autre, il est difficile d'en faire la synthèse (*cf.* ci-après). Il serait intéressant d'envisager à l'avenir une harmonisation de ces listes au moins à l'échelle de la métropole où les pressions peuvent être considérées comme plus « homogènes », afin de simplifier ensuite les comparaisons spatiales et temporelles. L'ensemble des données produites dans le cadre des suivis DCE est bancarisée dans la base Quadrige et accessibles *via* l'interface surval.

DCSMM (Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin)[5] :

La directive 2008/56/CE du Parlement Européen et du Conseil du 17 juin 2008 appelée Directive-Cadre « Stratégie pour le Milieu Marin » (DCSMM) vise à maintenir ou restaurer un bon fonctionnement des écosystèmes marins (diversité biologique, interactions « normales » entre les espèces et leurs habitats, océans dynamiques et productifs) tout en permettant l'exercice des usages en mer pour les générations futures dans une perspective de développement durable. Les États membres de l'Union Européenne doivent ainsi prendre toutes les mesures nécessaires pour réduire les impacts des activités sur le milieu marin. Comme pour la DCE, cette directive est construite sur une logique de résultats.

En France, la directive a été transposée dans le code de l'environnement (articles L. 219-9 à L. 219-18 et R. 219-2 à R. 219-10) et s'applique uniquement aux eaux marines métropolitaines (DROM exclues) sous juridiction française, au-delà de 1 mille marin, divisées en 4 sous-régions marines (SRM) : la Manche-mer du Nord (MMN), les mers celtiques (MC), le golfe de Gascogne (GdG), la Méditerranée occidentale (MO). Après la définition du bon état initial, du bon état écologique (BEE) des masses d'eau et des objectifs environnementaux en 2012, le programme de surveillance a été élaboré à l'échelle de chaque sous-région marine et doit être mis à jour tous les 6 ans (cycles 2012-2018, 2018-2024…). Il définit la surveillance nécessaire à l'évaluation permanente du milieu marin et décrit l'ensemble des dispositifs assurant la collecte ou la production de données permettant de répondre aux finalités fixées par la directive.

Chaque programme de surveillance est structuré en 11 programmes thématiques, correspondant chacun à un descripteur du bon état écologique (biodiversité, espèces non indigènes, espèces commerciales, réseaux

[5] https://dcsmm.milieumarinfrance.fr/

trophiques, eutrophisation, intégrité des fonds marins…). Le descripteur 8 (D8 : Contaminants) concerne les impacts en milieu marin provoqués par des substances chimiques d'origine anthropique. Le Bon Etat Ecologique (BEE) pour le descripteur 8 de la DCSMM est atteint lorsque le niveau des contaminants dans l'environnement marin ne provoque pas d'effets dus à la pollution. D'après la décision 2017/848/CE, il se définit par différents critères (D8C1) : 1) la concentration dans le milieu en contaminants chimiques ne dépassant pas les seuils environnementaux existants (OSPAR, MEDPOL, USEPA[6], DCE) ou à défaut les seuils sanitaires, bien que leur couverture en termes de substances, d'espèces ou d'habitats impactés et de zones géographiques soit encore partielle et 2) les tendances temporelles quand suffisamment d'années de données sont disponibles. Cette évaluation se base sur les compartiments biote (mollusques et poissons) et sédiments en utilisant en priorité les dispositifs de suivis en place (ROCCH, RINBIO…) (Mauffret *et al.*, 2018). Elle est complétée par des campagnes ponctuelles sur la matrice « poissons ».

Parmi les substances suivies dans la DCSMM, figurent les substances prioritaires « historiques » déjà intégrées aux différents réseaux cités ci-dessus (DCE, ROCCH…), ainsi que les substances dangereuses et dangereuses prioritaires définies par les conventions de mers régionales OSPAR et MEDPOL. Concernant les PPP, cela concerne l'aldrine, la dieldrine, l'hexachlorobenzène, le lindane, et le DDT dans les sédiments, les coquillages et les poissons. Dans la matrice « poissons », aucun PPP n'a été suivi lors de la première évaluation réalisée en 2018 (Mauffret *et al.*, 2018). La matrice « eau » a, quant à elle, été jugée non pertinente lors de cette évaluation.

Réseaux régionaux de suivi des PPP (REPAR, OBSLAG)

Certaines zones littorales ont vu ces dernières années émerger différentes questions sociétales touchant de près ou de loin, la problématique de l'impact des PPP sur la biodiversité (mortalités d'huîtres creuses ou de moules, absence de captage de larves d'huîtres, effondrement des stocks de palourdes, régression des herbiers, efflorescences d'algues toxiques…). Or les réseaux actuels ne sont pas dimensionnés ni organisés (points de suivis, fréquence, matrices et substances suivies) pour répondre efficacement à ces questions. Des études ponctuelles sur le sujet, limitées dans le temps, ont mis en évidence la nécessité d'une fréquence d'échantillonnage plus élevée afin de documenter l'évolution temporelle de la contamination en PPP, d'un maillage spatial de prélèvement plus fin pour mieux localiser les sources et la nécessité de réactualiser en permanence la liste des molécules suivies pour ne pas être en décalage avec les usages actuels (Auby *et al.*, 2007; Munaron *et al.*, 2017; Pepin *et al.*, 2017). Sur certaines de ces zones, des réseaux régionaux ont ainsi été mis en place pour compléter l'information acquise par les réseaux nationaux en matière de suivi des PPP, en adaptant les stratégies d'échantillonnage aux contextes locaux et aux questions posées.

Depuis 2010, le REPAR (Réseau Pesticides du Bassin d'Arcachon) (Tapie et Budzinski, 2018) suit annuellement environ 100 PPP sur 4 points répartis dans le bassin d'Arcachon (Arguin, Grand Banc, Piquey & Comprian) de manière concomittante avec des suivis réalisés sur 3 tributaires sur le bassin versant. La fréquence de prélèvement des échantillons d'eau varie selon la période de l'année, elle s'intensifie durant la période d'épandage maximal des pesticides au printemps. Les prélèvements ont donc lieu une fois par mois pendant la période hivernale de novembre à mars, puis deux fois par mois de mars à octobre. L'utilisation d'EIP a été plus récemment mise en place pour compléter le dispositif.

Plus recemment, OBSLAG, l'OBServatoire des LAGunes méditerranéennes françaises, s'attache également depuis 2017, dans le cadre de son volet « pesticides », à suivre environ 80 PPP par EIP (POCIS) dans les eaux de 10 lagunes réparties sur le pourtour méditerranéen français (Munaron *et al.*, 2020). Les lagunes ont été choisies pour couvrir un maximum de caractéristiques physico-chimiques, morphologiques, liées aux pressions, chacune faisant en parrallèle l'objet d'un suivi des flux de PPP apportés par un ou plusieurs cours d'eau de leur bassin versant (suivi opéré par l'AERMC). Le suivi d'OBSLAG est réalisé 3 fois par an aux périodes les plus à risque pour les écosystèmes lagunaires en lien avec les usages sur les bassins versants (hiver, printemps, automne) (Munaron *et al.*, 2017).

[6] United States Environmental Protection Agency

Dans ces deux exemples de réseaux régionaux (REPAR et OBSLAG), les PPP recherchés ont été choisis en fonction des usages locaux sur les bassins versants et permettent de mieux carcatériser la problématique, en allant au-delà des substances réglementaires. Dans les deux cas, des substances comme le métolachlore, ses métabolites, ainsi que de nombreux autres herbicides (triazines, urées, chloroacetamides), fongicides (metalaxyl M, carbendazim, azoxystrobine, tébuconazole, propiconazole…) et quelques insecticides (imidacloprid) sont retrouvés dans les eaux littorales. Le glyphosate et son métabolite AMPA font partie des substances suivies au cours des dernières années de ces deux réseaux, d'abord par échantillonnages ponctuels dans l'eau puis par EIP avec des POCIS. Ces réseaux s'appuient sur l'expertise analytique du laboratoire universitaire LPTC (UMR EPOC) de Bordeaux.

Les données acquises dans le cadre de ces réseaux permettent d'obtenir une chronique de données de concentrations pour de nombreux PPP jusqu'alors peu étudiés dans les eaux littorales et de mieux comprendre la dynamique des contaminations, qu'elles soient issues d'usages phytopharmaceutiques et/ou biocides. La caractérisation de l'empreinte de contamination en PPP de ces eaux littorales permet également d'alimenter les études de toxicité avec des données pertinentes en matière d'exposition littorale (caractérisation des cocktails, et des niveaux de concentration réalistes). On peut toutefois souligner que seuls quelques écosystèmes d'intérêt au niveau littoral sont suivis de cette manière (bassin d'Arcachon, lagunes méditerranéennes), ce qui est loin de représenter toute la variabilité et la richesse des écosystèmes littoraux français, ni même la variété des sources de PPP et des contextes hydro-climatiques à l'origine de leur transfert.

Spécificités de la surveillance ultra-marine

- Concernant la surveillance dans le biote : aux Antilles, les suivis du ROCCH sont mis en œuvre sur une espèce autochtone (l'huître de palétuvier) depuis 2002 à raison d'un échantillonnage deux fois par an, en février et novembre. Les PPP recherchés sont les mêmes que ceux du réseau métropolitain avec la chlordécone en plus (dont les métabolites). La surveillance ROCCH dans le biote a été stoppée en 2007 lors de la mise en place de la DCE. Elle a repris en 2009 uniquement en Martinique sur la demande de l'Office de l'Eau de Martinique.

A la Réunion, le suivi dans le biote est plus récent (développé à partir de 2003 dans le cadre du programme MODIOLE, 2003-2008) et s'effectue sur le seul taxon disponible, la modiole (*Modiolus auriculatus*), petite moule tropicale locale, prélevée en grande quantité car les individus sont très petits et tous agrégés. Ce taxon n'étant pas présent partout, la technique de cagging (biomonitoring actif) a d'abord été utilisée pour tenter d'obtenir de l'information sur l'ensemble des masses d'eau réunionnaises mais sans succès, la modiole ne se développant plus normalement dans ce contexte. Depuis 2020, seuls les sites présentant un gisement naturel continuent à être suivis. A Mayotte, la matrice biote est considérée comme inadaptée pour les suivis eaux cotières (en effet les huîtres de palétuviers sont présentes uniquement à la côte, sur des masses d'eau (ME) non représentatives, et donc absentes sur les ME littorales)[7].

En Guyane, Nouvelle-Calédonie et Polynésie française, aucune surveillance de type ROCCH n'est à ce jour mise en place. L'huître perlière a pourtant été évaluée comme un possible organisme sentinelle du littoral polynésien dans une étude réalisée en 2010-2011 autour de Tahiti (Bernagout *et al.*, 2012).

- Concernant la surveillance sédimentaire : que ce soit aux Antilles et à la Réunion, le ROCCH sédiments n'est pas mis en œuvre non plus, en raison de l'inadéquation des méthodes ou des substrats, essentiellement sableux/corraligène aux Antilles, et avec une profondeur trop importante la plupart du temps, ou un remaniement trop important des sédiments meubles, à la Réunion. Le suivi ROCCH sédiments est en revanche en cours de structuration à Mayotte où la présence dans le lagon de sédiments meubles et faciles d'accès rend possible l'acquisition de données sédimentaires permettant d'apporter des éléments de réponse à la DCE.

En raison des difficultés liées à la mise en œuvre conventionnelle du réseau ROCCH sédiments à la Réunion, les premières données de surveillance sédimentaires de la contamination par les PPP concernent des études

[7] https://wwz.ifremer.fr/lareunion/Outils/Fiches/Suivis-OI

ponctuelles comme CARTOMAR (2005-2007) : analyse dans les sédiments marins prélevés autour de l'île ; ou CHIK (2006) : analyses sur cinq sites dans différentes matrices (poissons, oursins, moules et sédiments). Il n'existe pas de surveillance ROCCH sédiments dans les autres territoires et DROM.

- En matière de surveillance de l'eau : Les littoraux des Antilles, Guyane, Mayotte et Réunion ont également fait l'objet d'une caractérisation initiale par EIP afin d'alimenter les rapports et le rapportage DCE sur la matrice eau (2009a; Turquet *et al.*, 2010a; Gonzalez *et al.*, 2012; 2015; Impact Mer, 2021). Depuis, l'utilisation des DGT et des POCIS se fait une fois tous les 3 ans à la Réunion (deux fois par plan de gestion) comme en métropole mais la saison sèche et la saison humide sont échantillonnées systématiquement, 1 fois tous les 2 ans en novembre (depuis 2017) en Martinique. La Guadeloupe a fait l'objet d'un suivi par EIP au cours de 3 années consécutives (2016 à 2018) mais le rapport est en cours de rédaction. Les substances suivies sont les mêmes qu'en métropole (plus la chlordécone aux Antilles). L'emploi de la technique SBSE a également été mise en œuvre. Elle a permis d'apporter une information concernant la contamination par les PPP hydrophobes (HCB, DDT, HCH, cyclodiènes notamment…). Ces prélèvements sont réalisés 4 fois par année de suivi à la Réunion (deux fois par plan de gestion), deux prélèvements étant réalisés en saison sèche et deux en saison humide, et une seule fois aux Antilles. Là encore, la Nouvelle-Calédonie et la Polynésie française n'ont pas fait l'objet de cette surveillance. Dans le Pacifique, les seuls suivis réguliers dans l'eau sont réalisés par les opérateurs miniers dans le cadre de leurs obligations réglementaires et ciblent uniquement des ETM parmi lesquels figurent le cuivre et l'arsenic.

Méthodologies issues des projets de recherche

69 articles scientifiques issus de revues à comité de lecture traitant de la thématique de l'état de la contamination par les PPP du milieu marin en France, toutes matrices et substances confondues sur la période 2000-2021, apportent des données chiffrées utilisées dans cette synthèse. Contrairement à la surveillance qui tend à essayer d'harmoniser et de systématiser les suivis réalisés à l'échelle de l'ensemble des façades, il n'y a pas autant de cohérence entre les démarches de ces travaux de recherche dans la mesure où leurs objectifs sont multiples et variés, faisant appel à des outils et des méthodologies innovantes, souvent différentes, ce qui est le propre de la recherche. Ces articles présentent des travaux à différentes échelles spatiales, temporelles, biologiques, et sur un nombre plus ou moins important de substances. Certains se focalisent sur la dynamique et le devenir des PPP en matière de transfert trophique ou de transfert dans le continuum terre-mer, en essayant parfois de les modéliser. D'autres sont centrés sur certains organismes vivants et étudient les cinétiques de bioaccumulation, décontamination, métabolisation, ou essayent de relier les niveaux de présence dans le biote (sur différentes fractions/organes) avec différents caractères physiologiques des organismes (sexe, taille, maturité…), histopathologiques, et/ou biomarqueurs d'effets. Parfois même ils étudient la possibilité d'utiliser ces espèces comme sentinelles du milieu marin. D'autres enfin, cherchent à améliorer les méthodologies de suivi, augmenter le nombre de substances recherchées (développement analytique), ou tester la pertinence de nouveaux outils d'échantillonnage. A noter que certaines études font le lien entre recherche et surveillance en s'appuyant sur les données des réseaux (Andral *et al.*, 2004; Scarpato *et al.*, 2010; Munaron *et al.*, 2012), mais ces études sont rares en comparaison de la masse de données de surveillance produites jusqu'à présent.

1.3.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination des milieux marins ?

Cent-six références traitant des niveaux de contamination des milieux marins en France (toutes matrices confondues) ont été prises en compte pour cette analyse. La recherche a été ciblée sur la période 2000-2021, 71 références sont parues dans la dernière décennie (2011-2021), 35 dans la précédente (2001-2010), la dernière date de 2000. Ces références comprennent 69 articles scientifiques issus de revues à comité de lecture (rang A) et 2 ouvrages, complétés par 35 rapports. En prenant en compte l'ensemble de ces références « marines », **il apparait que la contamination par les PPP est ubiquiste,** quelle que soit la façade maritime considérée (métropole/DROM, Méditerranée/Golfe de Gascogne/Littoral Breton ou Manche, Mer du Nord), quelle que soit la distance à la côte (champs proche, median ou éloigné), la profondeur ou la matrice considérée (biologique,

sédimentaire ou aqueuse, dissoute ou particulaire). Tous les compartiments du milieu marin sont donc touchés par une contamination par les PPP. **164 substances actives ou métabolites de PPP ont été détectés au moins une fois dans le milieu marin français au sens large (153 en métropole contre 74 dans les DROM).** Le Tableau 4-6 présente les 60 premières substances ou groupes de substances les plus détectées dans les eaux marines au sens large (masses d'eaux cotières -MEC- et de transition -MET-) et la Figure 4-26, la répartition des substances par grands usages phytopharmaceutiques.

Tableau 4-6. Principales substances actives et métabolites de PPP retrouvés en milieu marin en France, toutes matrices et façades confondues (DROM compris), entre 2000 et 2021.

PPP	Famille	Nombre de détections
Cuivre	Fongicide	88
Chlordécone	Insecticide	43
DDE p-p'	Metabolite	40
HCHγ (Lindane)	Insecticide	38
Métolachlore	Herbicide	33
Atrazine	Herbicide	32
Arsenic	Fongicide	30
Dieldrine	Insecticide	29
Diuron	Herbicide	25
Simazine	Herbicide	22
HCB	Fongicide	19
DDT p-p'	Insecticide	17
Terbuthylazine	Herbicide	17
Isoproturon	Herbicide	16
Aldrine	Insecticide	15
Endrine	Insecticide	15
DDD p-p'	Metabolite	14
Endosulfan α	Insecticide	14
Endosulfan β	Insecticide	14
Alachlore	Herbicide	13
HCHβ	Insecticide	12
Heptachlor	Insecticide	12
Atrazine Desethyl (DEA)	Metabolite	11
Cybutryne	Herbicide	11
Carbendazime	Fongicide	10
Diazinon	Insecticide	10
HCHα	Insecticide	10
Terbutryne	Herbicide	10
Acétochlore	Herbicide	9
Atrazine Desisopropyl (DIA)	Metabolite	9

PPP	Famille	Nombre de détections
Chlorpyrifos-éthyl	Insecticide	9
Isodrine	Insecticide	9
Atrazine Hydroxy	Metabolite	8
Azoxystrobine	Fongicide	8
Chlortoluron	Herbicide	8
Heptachlor epox A	Metabolite	8
Heptachlor epox B	Metabolite	8
Métazachlore	Herbicide	8
Métolachlore OA	Metabolite	8
Bentazone	Herbicide	7
Endosulfan sulfate	Metabolite	7
Linuron	Herbicide	7
Métolachlore ESA	Metabolite	7
DDE o-p'	Metabolite	6
DMSA	Metabolite	6
HCHδ	Insecticide	6
Imidacloprid	Insecticide	6
Trifluraline	Herbicide	6
Acétochlore ESA	Metabolite	5
Ametryn	Herbicide	5
DDT o-p'	Insecticide	5
Diuron (metabolite DPMU)	Metabolite	5
DMST	Metabolite	5
Glyphosate	Herbicide	5
Hexazinone	Herbicide	5
Terbuthylazine desethyl (DET)	Metabolite	5
Chlorfenvinphos	Insecticide	4
Diflufenicanil	Herbicide	4
Flazasulfuron	Herbicide	4
Heptachlor epoxide	Metabolite	4

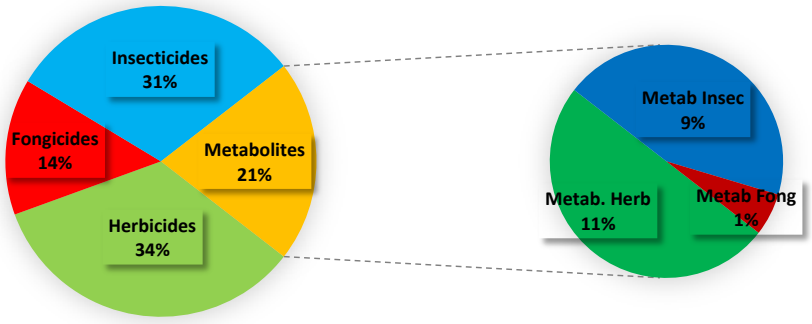


Figure 4-26. Répartition des PPP détectés en milieu marin (toutes matrices et façades maritimes françaises) sur la période 2000-2021 par grandes familles d'usages phytopharmaceutiques.

Lorsque des références font état de données dans le continuum eau douce-eaux salées, seules les données issues de mesures dans des eaux saumâtres (MET) ou marines (MEC) ont été considérées. Le nombre de détections global est considéré de la manière suivante : lorsque plusieurs mesures ont été réalisées dans l'eau ou les sédiments sur la même fraction, au cours de la même étude, et dans une même zone géographique (Sous-Région Marine), toutes les détections sont considérées simultanément comme un seul et même échantillon (cela évite de donner trop de poids aux études de site ou à la surveillance large échelle). De même pour le biote, lorsque dans la même étude des mesures sont réalisées sur plus de 2 taxons issus des mêmes niveaux trophiques, tous ont été considérés comme un seul et même individu. Lorsque des mesures sont effectuées sur différentes fractions du même individu, toutes sont là encore considérées comme un seul échantillon.

Ces ajustements ont été nécessaires en raison de la quantité et de la diversité des données considérées et également en raison de certains manques au niveau de la présentation des résultats. Car malgré cette richesse de travaux, des indicateurs simples de description des jeux de données tels que les valeurs maximales, minimales, moyennes et fréquences de détection sont loin d'être systématiquement reportés, et il en est de même pour les listes complètes des PPP recherchés (Forget *et al.*, 2003; Bouchon *et al.*, 2016; Mazellier *et al.*, 2018; Munschy *et al.*, 2019). Parfois les données ne sont présentes que sous forme graphique et les données brutes sont absentes. Dans la suite de ce chapitre, seules les valeurs maximales seront ainsi considérées car ce sont les seules données systématiquement récupérables de l'ensemble des références considérées. Utiliser la moyenne ou les fréquences de détection aurait entrainé un jeu trop important de références écartées.

Toutes les grandes familles de PPP sont détectées en milieu marin, principalement les herbicides (34% des PPP détectés), essentiellement en phase dissoute. Plus de 80% des détections d'herbicides le sont en phase aqueuse (Tableau 4-7). Les insecticides sont également des PPP très détectés en milieu marin (31%), mais à l'inverse des herbicides, ils le sont majoritairement dans le biote (pour 61% des détections) puis de manière équivalente dans l'eau et les sédiments. Les fongicides représentent 14% des substances détectées en milieu marin et le sont dans le biote (pour environ 50%) et dans l'eau (pour environ un tiers des détections de fongicides) principalement. On note très peu de détections de PPP sur la phase particulaire de l'eau (moins de 2% de l'ensemble des détections) ce qui souligne surtout le faible nombre d'études (6) qui traitent de ce compartiment en milieu marin. En revanche, les métabolites de PPP sont détectés dans tous les compartiments même si c'est dans l'eau que l'on en retrouve le plus en proportion. La problématique de la contamination du milieu marin par les PPP doit donc être considérée autant sous l'angle des substances actives (SA) que de leurs produits de transformation. Cette transformation (dégradation, métabolisation) peut s'effectuer autant au cours du transfert des PPP des sources vers le milieu marin (transfert qui peut être assez long), que directement en zone côtière (2007; Chiron *et al.*, 2009).

Tableau 4-7. Nombre de détections de PPP par grandes familles et par matrices en milieu marin (MEC+MET) en France (metropole + DROM) entre 2000 et 2021.

	Eau	MES	Biote	Sédiments	%
Fongicides	61	5	102	32	18.8
Herbicides	241		49	5	27.8
Insecticides	73	8	228	64	35.1
Metabolites	89	2	71	30	18.1
Multi-usages			1	2	0.3
%	44.5	1.4	42.4	12.5	100

Le Tableau 4-8 présente les PPP détectés sur toutes les matrices (eau, biote et sédiments). On retrouve surtout des insecticides organo-chlorés très rémanents ainsi que quelques herbicides et les 2 ETM utilisés comme fongicides avec l'HCB. A l'exception du glyphosate et du cuivre, toutes ces substances sont aujourd'hui interdites d'usage phytopharmaceutique et la plupart font partie des listes de substances prioritaires de la DCE/DCSMM/OSPAR.

Quelques substances sont retrouvées spécifiquement dans le biote, et d'autres spécifiquement dans les sédiments (Tableau 4-9). La grande majorité sont des insecticides, à l'exception des fongicides folpel et procymidone et du PPP multi-usages pentachlorophenol. 98 PPP sont spécifiquement retrouvés dans la matrice « eau ». Il s'agit

essentiellement d'herbicides et de métabolites d'herbicides (58%), mais aussi d'insecticides et de leurs métabolites (24%) et de fongicides et de leurs métabolites (18%).

Tableau 4-8. PPP détectés au moins une fois dans chacune des 3 matrices Eau/Biote/Sédiments du milieu marin français (métropole + DROM) entre 2000 et 2021

Insecticides	Herbicides	Fongicides
Aldrine	Alachlore	Arsenic
Chlordécone	Atrazine	Cuivre
Chlorfenvinphos	Diuron	HCB
Chlorpyrifos-éthyl	Glyphosate	
DDD p-p'	Isoproturon	
DDE p-p'	Linuron	
Diazinon	Simazine	
Dieldrine		
Endosulfan α		
Endosulfan β		
HCHα		
HCHβ		
HCHγ (Lindane)		
HCHδ		
Heptachlor epoxide		
Malathion		

Tableau 4-9. PPP détectés spécifiquement dans les matrices biote d'une part et sédiments d'autre part en milieu marin français (métropole + DROM) entre 2000 et 2021

Biote	Sédiments
Chlordane α/β/γ	Cyhalothrine-λ
Chlordane (Oxy)	Dithiocarbamate (CS2)
Chlordécone MonoHydro	Endrine ketone
Nonachlor-cis	Folpet
Nonachlor-trans	Méthoxychlore
Procymidone	Pentachlorophenol
	Pyrimiphos méthyl

La répartition de la variété des substances détectées par matrice et par zone géographique est présentée dans le (Tableau 4-10). L'eau est la matrice où est détectée la plus grande diversité de PPP (140 substances différentes) suivie du biote (60) et des sédiments (46). Le Golfe de Gascogne est la façade où la plus grande variété de substances est retrouvée (115 différentes). En métropole, une plus grande diversité de substances est retrouvée dans l'eau alors qu'en outre-mer ce sont les recherches dans le biote qui permettent d'en détecter le plus. Cet état de fait est surtout la conséquence des nombreux travaux menés sur la contamination des chaînes trophiques aux Antilles et dans le Pacifique, associés aux problématiques de contamination par des substances persistantes (POP) et bioaccumulables (cas de la chlordécone aux Antilles (Coat *et al.*, 2006; Dromard *et al.*, 2016; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020; Devault *et al.*, 2022), et des projets IFRECOR – Initiative Française pour les Récifs Coralliens – dans le Pacifique notamment (Roche *et al.*, 2011; Salvat *et al.*, 2012; Salvat *et al.*, 2016; Fey *et al.*, 2019), et du démarrage plus tardif de la surveillance des eaux côtières ultra-marines.

Tableau 4-10. Nombre de substances actives et métabolites de PPP différents détectés par matrices et Sous-Régions Marines entre 2000 et 2021 (MMN : Manche, Mer du Nord ; MC : Mer Celtique ; GdG : Golfe de Gascogne ; MO : Méditerranée Occidentale et DROM : Départements et Régions d'Outre-Mer)

	MMN	MC	GdG	MO	DROM	Bilan par matrice
Biote	17	8	23	24	46	60
Eau	34	3	100	85	40	140
MES	6		1	5	1	10
Sédiments	19	15	5	27	28	46
Bilan par Sous-Région Marine	50	20	115	104	74	164

Les détections sur la matrice aqueuse sont réalisées soit à partir d'échantillons d'eau ponctuels sur eau brute ou eau filtrée, soit à partir d'échantillonneurs passifs (EIP). Contrairement à ce qu'on pouvait attendre compte tenu des capacités intégratives des EIP, la diversité des substances détectées *via* ces outils est moindre (81 PPP) par rapport à l'analyse directe sur l'eau qui a permis la détection de 123 PPP différents. Cela s'explique surtout par la mise en œuvre des EIP qui a débuté bien plus tard que les analyses d'eau avec au départ peu de substances calibrées, et n'a cessé de progresser depuis. On commence à voir apparaitre des références à des dosages par EIP uniquement à partir de 2009 dans la bibliographie marine au sens large (MEC+MET). Mais aussi par le fait que les analyses d'eau sont souvent réalisées sur la fraction totale alors que les POCIS et DGT n'échantillonnent eux que la fraction dissoute. Dans les DROM, sur les 41 PPP détectés dans les eaux (eau+MES), 39 l'ont été avec des EIP lors des premières études de mise en place de la surveillance DCE (2009a; Turquet *et al.*, 2010a; Gonzalez *et al.*, 2012; Impact Mer, 2021). Cela souligne l'importance de ces outils pour la caractérisation de la problématique des PPP en outre-mer notamment.

Données issues des réseaux de surveillance dans le biote et les sédiments de métropole

Grâce aux réseaux de surveillance en place (ROCCH, RINBIO) repris dans le cadre de la DCE et de la DCSMM, les niveaux de contamination des substances historiques et prioritaires disposent d'une couverture spatiale fine qui permet de rendre compte des niveaux de contamination moyens des eaux littorales et réaliser des comparaisons macro, que ce soit à partir de la matrice biote (Figure 4-27) ou sédimentaire, pour les ETM (Figure 4-28) ou certains pesticides (Figure 4-29).

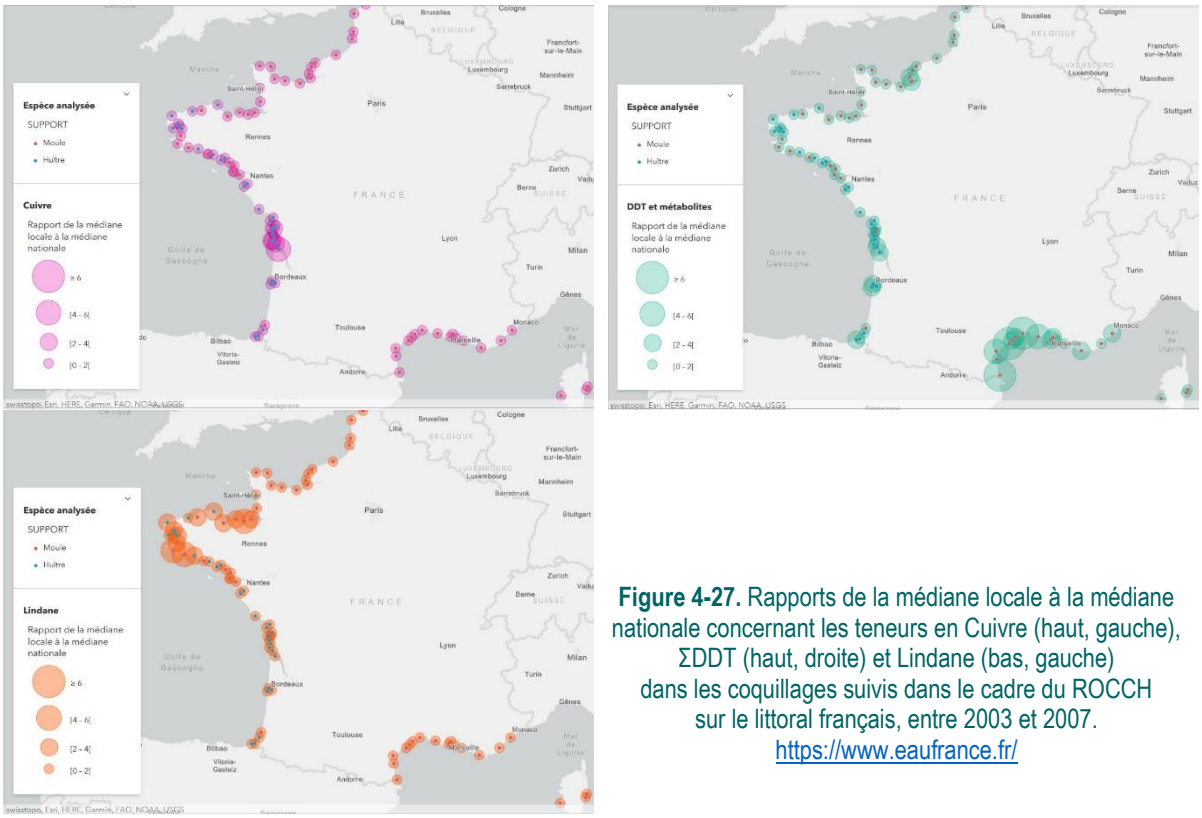


Figure 4-27. Rapports de la médiane locale à la médiane nationale concernant les teneurs en Cuivre (haut, gauche), ΣDDT (haut, droite) et Lindane (bas, gauche) dans les coquillages suivis dans le cadre du ROCCH sur le littoral français, entre 2003 et 2007. https://www.eaufrance.fr/

Un bilan de la contamination des eaux littorales par sous-régions marines (SRM), a été réalisé dernièrement dans le cadre de la DCSMM en 2018 sur la base des données recueillies des réseaux de surveillance ROCCH et RINBIO dans les mollusques (essentiellement moules et huîtres). Ce bilan indique que 3 substances (Lindane, DDE p-p' et dieldrine) déclassent encore quelques masses d'eau côtières françaises (respectivement 11, 12 et 5%) comme l'indique le Tableau 4-11. Ces 3 substances sont des insecticides ou métabolites interdits depuis plus de 23 ans au minimum. A l'exception du Golfe de Gascogne (GdG), le lindane déclasse plusieurs masses d'eau côtières sur chacune des autres façades. Dix-huit masses d'eau dépassent l'EAC pour le DDE p-p', dont 17 en Méditerranée

ce qui souligne une contamination résiduelle plus marquée sur cette façade. A l'inverse, 6 masses d'eau sur 8 qui déclassent la dieldrine le sont en GdG. Le cuivre ne dispose pas de seuil règlementaire mais d'une BAC (Background Assessment Criteria ou seuil d'évaluation de concentration ambiante ou de fond, il s'agit d'un seuil relatif pour indiquer un niveau de concentration élevé en l'absence de seuil validé dans le biote). Huit masses d'eau du GdG dépassent assez largement ce seuil, situées principalement au Sud de La Rochelle, elles sont notamment exposées aux apports de l'estuaire de la Gironde. Le suivi pour ces 8 stations est basé sur l'échantillonnage de *Crassostrea gigas* qui ne régule pas le cuivre, à la différence de *Mytilus sp*.

Tableau 4-11. Synthèse des données de surveillance DCSMM dans les mollusques bivalves sur le littoral métropolitain français sur la période 2010-2015. Les concentrations maximales, moyennes et médianes (en µg/kg ps) sont indiquées pour chaque Sous-Région Marine (MMN : Manche Mer du Nord ; MC : Mers Celtiques ; GdG : Golfe de Gascogne ; MO : Méditerranée Occidentale). EAC : Environmental Assessment Criteria ou Seuil d'Evaluation Environnementale ; BAC : Background Assessment Criteria ou seuil d'évaluation de concentration ambiante, ME : Masse d'Eau côtière, LQ : Limite de Quantification.

	Seuils de qualité		MMN	MC	GdG	MO
Lindane	EAC = 1,45 µg/kg ps	nbr ME > seuil max moy med	4/20 2 1,06 1	3/9 1,64 1,06 1	0/13 1,23 0,93 0,97	9/107 4,41 0,65 0.5
DDE p-p'	EAC = 5 µg/kg ps	nbr ME > seuil max moy med	0/20 3,34 1,51 1,18	0/7 1,69 0,68 0,5	1/13 5,3 1,98 1,22	17/107 74,76 4,46 1,1
Dieldrine	EAC = 5 µg/kg ps	nbr ME > seuil max moy med	0/20 2 1,975 2	0/7 (all<LQ)	6/13 29,95 8,79 2,26	2/106 10 1,22 1
Cuivre	50 x BAC = 50 x 6 000 = 30 0000 µg/kg ps	nbr ME > seuil max moy med	0/23 169 290 20 740 7 240	0/10 175 670 37 350 7 250	8/35 1 145 590 207 160 169 800	0/107 26 950 8 854 8 000

Concernant les suivis DCE, au moins depuis 2012, l'état chimique dans le biote est considéré comme bon vis-à-vis des PPP prioritaires pour la grande majorité des masses d'eau côtières métropolitaines à l'exception de 2 masses d'eau côtières de MC (rade de Brest et baie de Concarneau) déclassées par le Lindane. Les teneurs de ce dernier dépassent la VGE biote définie à 0,28 µg/kg ph. A l'exception du Lindane, aucun des autres PPP prioritaires ne dépasse ses valeurs seuils sur les ME côtières des 4 façades : GdG (Gouriou *et al.*, 2018), MC (Fortune et Bizzozero, 2021), MMN (Menet-Nedelec et Grouhel-Pellouin, 2019) et MO (Bouchoucha *et al.*, 2019). Avec les mêmes jeux de données, ces deux diagnostics (DCE *vs* DCSMM) basés sur des critères différents donnent à l'heure actuelle des résultats parfois opposés. Le choix des critères de décision est donc primordial dans l'évaluation du statut chimique des masses d'eau côtières. Succinctement, la DCE se base sur la moyenne des valeurs sur une période de 3 ans (MMN, MC, GdG) ou sur la valeur disponible sur cette période (MO) en les comparant à des seuils de qualité (NQE, VGE biote) substance par substance, alors que la DCSMM définit le bon état en croisant deux métriques : un critère de comparaison à des seuils de qualité substance par substance (seuil le plus précautionneux entre EAC, EC[8] et NQE) basé sur la moyenne ou valeur maximale ou une valeur modélisée (choisie en fonction du nombre de données disponibles sur une période de 6 ans), et un critère basé sur l'étude des tendances temporelles évaluée sur la base d'une tendance monotone de 5 années de données supérieures à la LQ au minimum. Le non-dépassement du seuil ET l'absence de tendance à l'augmentation sont nécessaires pour valider le bon état pour une substance donnée.

Les autres substances prioritaires suivies aussi dans les mollusques (HCB, p,p'-DDD, Endrine, Aldrine, Atrazine, Diuron, Alachlore, Trifluraline, Pentachlorophénol, Simazine, Chlorpyriphos-Ethyl, Chlorfenvinphos, Isodrine, Isoproturon) ne sont quasiment jamais retrouvées au-dessus des LQ ou à de très faibles teneurs (diuron à Pointe de Chemoulin).

[8] European Commission food standard ou Seuil sanitaire de teneur maximale admise dans les denrées alimentaires par la réglementation de la Communauté Européenne

Concernant la matrice sédiments, le Tableau 4-12 ainsi que les Figures 4-28 et 4-29 présentent succinctement les résultats de la surveillance réalisée en métropole sur la base des dernières données ROCCH obtenues sur chaque façade. [*NB : décalages temporels possibles de maximum 6 ans entre les résultats inter-façades liés au turn-over des campagnes réalisées par Ifremer sur un calendrier annuel tournant par grands bassins hydrographiques, MEC d'Artois/Picardie, de Seine/Normandie, de Loire/Bretagne, d'Adour/Garonne et de Rhône/Mediterranée/Corse et MET Méditerranéennes (lagunes)*]. La teneur sédimentaire maximale en cuivre retrouvée sur l'ensemble du littoral français provient de la station de Cortiou en Méditerranée, au droit de l'émissaire en mer de l'agglomération marseillaise (943,7 µg/g ps). Ce métal possède de nombreux usages, dont un usage phytopharmaceutique (fongicide) et un usage biocide (peinture anti-fouling), probablement à l'origine des fortes teneurs sédimentaires également retrouvées en baie du Lazaret et en rade de Toulon (max : 170 µg/g ps). A titre indicatif, le suivi de la qualité des sédiments des ports maritimes est également réalisé chaque année par le CEREMA pour répondre à différentes conventions (Londres/Barcelone/Ospar) dans le cadre des activités de dragages. Dans son dernier rapport, les teneurs en cuivre et arsenic des sédiments de 9 ports métropolitains suivis en 2017 étaient respectivement comprises entre 10 et 133 µg/g ps, et 6,2 et 34,3 µg/g ps (les maximas étant relevés dans les deux cas pour le port de St-Nazaire) (CEREMA, 2020). La rade de Toulon ne fait pas partie des ports suivis dans ce cadre.

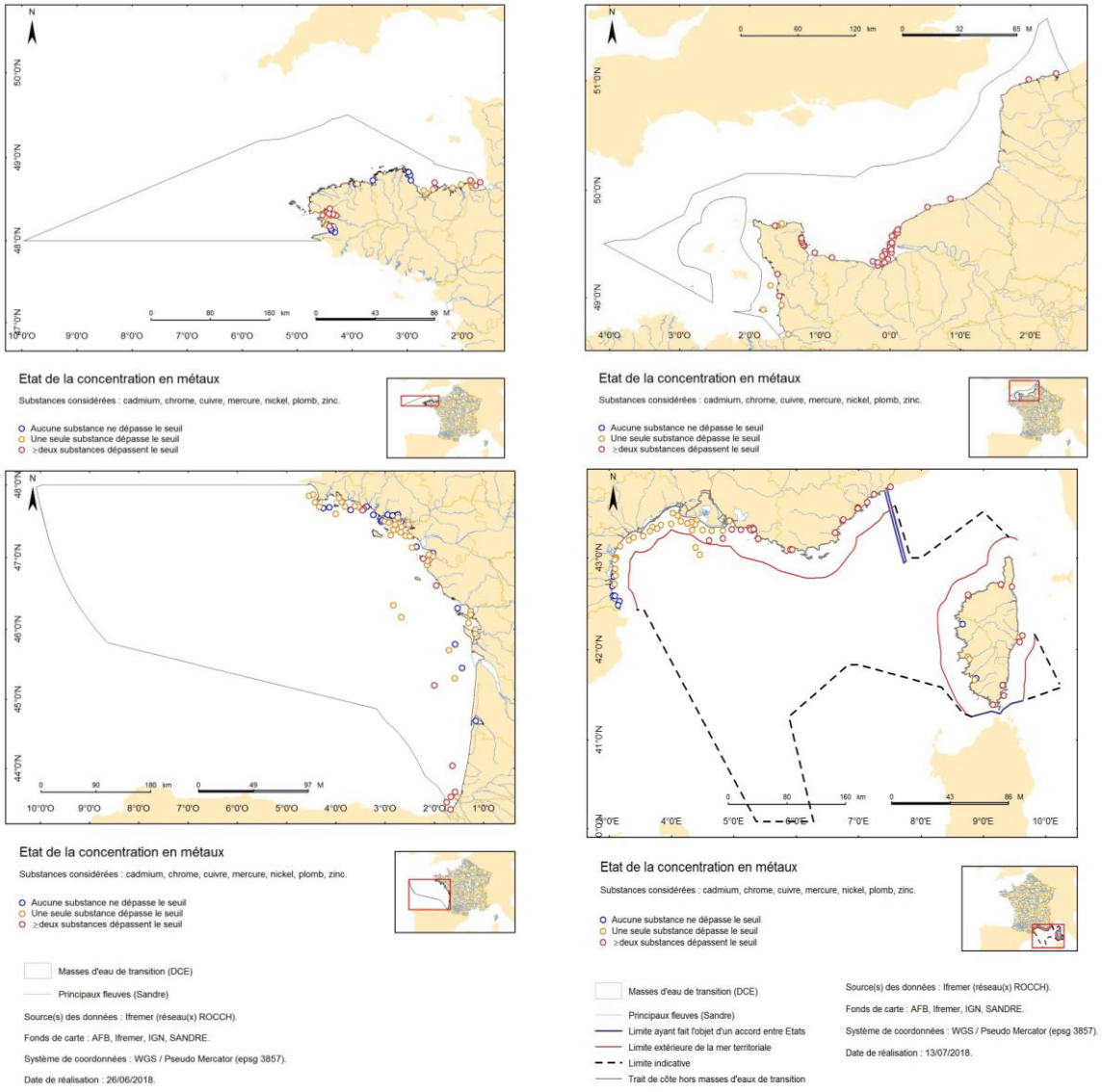


Figure 4-28. Contamination en métaux (dont le cuivre) dans les sédiments littoraux des 4 sous-régions marines françaises, Manche/Mer du Nord (MMN ; haut, droite), Mers Celtiques (MC ; haut, gauche), Golfe de Gascogne (GdG ; bas, gauche) et Méditerranée Occidentale (MO ; bas, droite), rapportés aux seuils de qualité sédimentaires ERL (Effects Range Low). Campagnes réalisées entre 2010 et 2015 (d'après DCSMM) (Mauffret *et al.*, 2018).

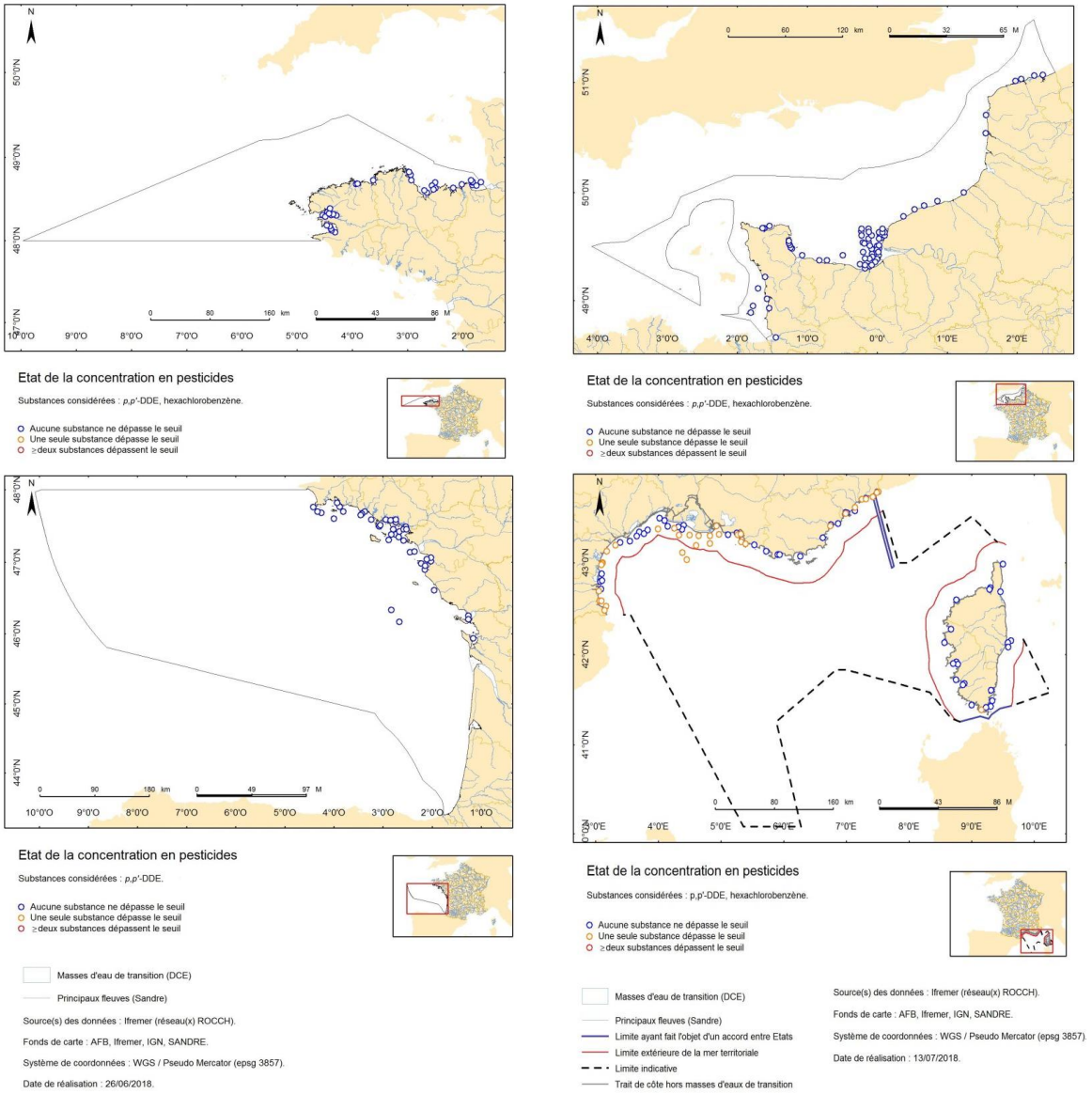


Figure 4-29. Contamination en pesticides (DDE & HCB) dans les sédiments littoraux des 4 sous-régions marines françaises, Manche/Mer du Nord (MMN ; haut, droite), Mers Celtiques (MC ; haut, gauche), Golfe de Gascogne (GdG ; bas, gauche) et Méditerranée Occidentale (MO ; bas, droite), rapportés aux seuils de qualité sédimentaires ERL (Effects Range Low). Campagnes réalisées entre 2010 et 2015 (d'après DCSMM) (Mauffret *et al.*, 2018).

Tableau 4-12. Synthèse des données de surveillance DCSMM des sédiments du littoral métropolitain français au cours de la période 2010-2015. Les concentrations maximales sont indiquées pour chaque Sous-Région Marine (MMN : Manche Mer du Nord ; MC : Mers Celtiques ; GdG : Golfe de Gascogne ; MO : Méditerranée Occidentale).
Entre parenthèses : nombre de points qui dépassent les seuils de qualité/nombre de points suivis.
* : concentrations < LQ normalisées à 2,5% de COT mais qui sont > seuil ERL d'où inadéquation entre la LQ et le seuil existant pour l'évaluation de l'état. – : absence de mesure. ERL : Effects Range Low ou Niveau d'Effets-valeur faible.

	Unités	Seuil ERL de qualité	MMN	MC	GdG	MO
Lindane	µg/kg ps	3	<LQ*	<LQ	<ERL (0/43)	<ERL (0/87)
HCB	µg/kg ps	20	<LQ	<LQ	<ERL (0/43)	<LQ
DDE p-p'	µg/kg ps	2,2	<LQ	<LQ	<ERL (0/43)	15,0 (35/87)
Dieldrine	µg/kg ps	0,2	<LQ*	<LQ*	-	-
Cuivre	µg/g ps	34	63,1 (14/40)	47,7 (1/32)	55,8 (2/43)	943,7 (16/67)

Etat de la contamination du biote en métropole (hors surveillance)

Les Tableaux 4-13 et 4-14 présentent les données de contamination (Cmax) du biote respectivement pour les PPP organiques et métalliques issues de la revue de la littérature scientifique de ces 20 dernières années (69 articles internationaux + récentes études SELI (Mauffret *et al.*, 2019; 2021) et CONTABEL (Tixier *et al.*, 2017). Si la surveillance apporte une analyse spatiale fine de la contamination sur les mêmes taxons (mollusques bivalves filtreurs), les données de la littérature complètent cette analyse pour plusieurs autres taxons issus de différents niveaux trophiques.

94% des PPP organiques détectés dans le biote marin en métropole sont des POP organochlorés (OC) historiques interdits (essentiellement des insectides et le fongicide HCB). Une étude relève toutefois du fipronil (insecticide) dans les anguilles de l'étang du Vaccarès (140 µg/kg ps), une autre du métolachlore (herbicide chloroacétanilide) dans les pétoncles du Golfe de Gascogne et de Bretagne (max : 11,8 µg/kg ps) (Tableau 4-13).

Les premiers échelons trophiques sont extrêmement peu (producteurs primaires) voire pas du tout (zooplancton) étudiés. On relève uniquement une étude, n'ayant pas fait l'objet d'une publication internationale, qui a recherché 32 PPP organiques dans les herbiers du bassin d'Arcachon (Auby *et al.*, 2011). Aucun d'eux n'a toutefois été quantifié. La question des LQ nécessaires pour ce type d'étude a été posée. Quatre études s'intéressent à la contamination des coquillages : la première concerne les mécanismes de bioaccumulation des POP dans les huîtres de Marennes-Oléron (Luna-Acosta *et al.*, 2015), deux autres valorisent les résultats de la surveillance méditerranéenne sur les moules (Andral *et al.*, 2004; Scarpato *et al.*, 2010), et la dernière propose le pétoncle comme nouvelle espèce sentinelle de l'environnement marin. Cette dernière décrit notamment les relations entre bioaccumulation de contaminants et état de santé de ce coquillage qualifié à partir de divers biomarqueurs d'exposition (marqueurs biochimiques et de diversité génétique) et d'effets (niveaux de défenses antioxydantes, de détoxification vis-à-vis des composés organiques, de dommages aux membranes cellulaires) (Breitwieser *et al.*, 2018). Concernant les crustacés, les informations sont également rares sur ce compartiment : une seule étude s'intéresse aux crabes littoraux sur les façades MMN et MC (Bodin *et al.*, 2007). On note toutefois une étude originale qui s'intéresse à la contamination de la chaîne trophique (poissons et crustacés) des canyons du Golfe de Gascogne (Munschy *et al.*, 2019). A notre connaissance, il s'agit de la seule étude en France qui fait état de la contamination par des PPP des organismes marins pélagiques profonds. Les insecticides DDT, HCH, cyclodiènes et le fongicide HCB y sont quantifiés, soulignant l'ubiquité de la contamination des écosystèmes marins, même des plus reculés, par ces POP.

Concernant les poissons, une vingtaine d'espèces différentes ont été étudiées, dont une dizaine dans la seule étude précédente sur les canyons. A part cette étude, ce sont les espèces en haut de la chaine trophique (anguilles, merlus, congres), des espèces diadromes (aloses, mulets) ou des poissons plats (soles, flets, limandes…), ou simplement des espèces commerciales (bars) qui sont étudiées en raison de leur risque d'exposition plus important aux PPP et/ou du risque potentiel pour l'homme. L'anguille qui grandit dans les lagunes saumâtres de Méditerranée est le taxon qui enregistre les plus fortes teneurs en DDE p-p', HCB et lindane, de l'ordre de plusieurs dizaines de mg/kg ps (Tableau 4-13). Ces études complètent les données de surveillance qui ne ciblaient pas les poissons jusqu'à présent, ce qui devrait changer avec la mise en œuvre de la DCSMM.

Concernant les cétacés, les dauphins ont été l'espèce la plus étudiée dans la bibliographie métropolitaine française, notamment en Méditerranée (Wafo *et al.*, 2005; Wafo *et al.*, 2012; Dron *et al.*, 2022) et en Manche (Zanuttini *et al.*, 2019). Ces mammifères situés comme l'anguille, en haut de la chaine trophique sont également très concernés par le phénomène de bioaccumulation et subissent la bioamplification de certains contaminants (Frodello et Marchand, 2001). En effet, on retrouve les teneurs parmi les plus élevées en ΣDDT sur les dauphins du golfe du Lion, de la côte d'Azur et de Manche, là encore de l'ordre de plusieurs dizaines de mg/kg ps (Tableau 4-13). Les insecticides OC se concentrent principalement dans leurs graisses et leur foie mais des relations linéaires positives sont mises en évidence entre la contamination de plusieurs tissus (foie/rein/poumons/muscles…). Dron *et al.* (2022) révèlent que les niveaux de la plupart des PPP OC (cyclodiènes, endosulfan, hepatchlore…) sont en légère diminution depuis 2000 chez les dauphins du NW de la Méditerranée Occidentale, à l'exception des teneurs en ΣDDT qui restent étonnament stables. Toutefois, ils soulignent un changement dans l'origine de cet insecticide,

avec une contribution plus importante des produits parents (DDT) par rapport aux métabolites (DDE, DDD) en 2010-2016 par rapport à la période précédente (2000-2009). Ces auteurs l'expliquent par une remobilisation plus importante de sols et sédiments contaminés par du DDT lors d'évènements de crues et d'orages plus intenses et fréquents sur cette période, survenus sur le bassin versant du Rhône. Les différences spatiales des teneurs en PPP OC dans les dauphins sont en revanche difficiles à interpréter compte tenu du manque de connaissances sur l'aire de répartition des colonies et de leurs proies et sur les distances potentiellement parcourues par les animaux malades ou les carcasses de poissons à la dérive qui constituent une part de l'alimentation des dauphins.

Tableau 4-13. Teneurs maximales (µg/kg, ps)[9] en PPP organiques dans le biote (toutes fractions) des Sous-Région Marines métropolitaines (toutes ME côtières et de transition ; MO : Méditerranée Occidentale ; GdG : Golfe de Gascogne ; MMN : Manche, mer du Nord et MC : Mers Celtiques), relevées dans la littérature scientifique entre 2000 et 2021.

PPP	Espèces/niveau trophique	MO	GdG	MMN	MC	Authors
Aldrine	Anguille (Anguilla anguilla)	78				Ribeiro *et al.* (2005)
Aldrine	Congre (Conger conger)	0.18				Dron *et al.* (2019)
Aldrine	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	9.9				Dron *et al.* (2022)
Aldrine	Pétoncles (Mimachlamys varia)				4.8	Breitwieser *et al.* (2018)
Chlordane α	Anguille (Anguilla anguilla)	30.5				Ribeiro *et al.* (2005)
Chlordane β	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	37.9				Dron *et al.* (2022)
Chlordane γ	Anguille (Anguilla anguilla)	399.2				Ribeiro *et al. (2005)*
Chlordane Σ	Dauphins (Tursiops truncatus)			99		Zanuttini *et al.* (2019)
Chlorpyrifos-éthyl	Mulets (Chelon labrosus)		7913			Bizarro *et al.* (2014)
DDD p-p'	Aloses (Alosa alosa)		2.3			Bocquene et Abarnou (2013)
DDD p-p'	Huîtres (Crassostrea gigas)		3.9			Luna-Acosta *et al.* (2015)
DDD p-p'	Mulets (Liza ramada)		3.3			Bocquene et Abarnou (2013)
DDE o-p'	Huîtres (Crassostrea gigas)		5.5			Luna-Acosta *et al.* (2015)
DDE o-p'	Pétoncles (Mimachlamys varia)				115.1	Breitwieser *et al.* (2018)
DDE p-p'	Aloses (Alosa alosa)		12.5			Bocquene et Abarnou (2013)
DDE p-p'	Anguille (Anguilla anguilla)	60000				Roche *et al.* (2003)
DDE p-p'	Crabes (Cancer pagurus, Maja brachydactyla, Necora puber)			36.8	4.6	Bodin *et al.* (2007)
DDE p-p'	Huîtres (Crassostrea gigas)		6.8			Luna-Acosta *et al.* (2015)
DDE p-p'	Limande (Limanda limanda)			1.32		Mauffret *et al.* (2021)
DDE p-p'	Merlus (Merluccius merluccius)	3052.1				Bodiguel *et al.* (2009)
DDE p-p'	Moules (Mytilus edulis)		2.8	1.46		Mauffret *et al.* (2019; 2021)
DDE p-p'	Moules (Mytilus galloprovincialis)	75				Andral *et al.* (2004)
DDE p-p'	Mulets (Liza ramada)		17.2			Bocquene et Abarnou (2013)
DDE p-p'	Pétoncles (Mimachlamys varia)		54.1		247.7	Breitwieser *et al.* (2018)
DDE p-p'	Sandre (Stizostedion luscioperca)	425				Roche *et al.* (2003)
DDE p-p'	Sole (Solea solea)		0.28			Mauffret *et al.* (2019)
DDT o-p'	Huîtres (Crassostrea gigas)		1.2			Luna-Acosta *et al.* (2015)
DDT p-p'	Aloses (Alosa alosa)		3.2			Bocquene et Abarnou (2013)
DDT p-p'	Moules (Mytilus galloprovincialis)	11.3				Andral *et al.* (2004)
DDT p-p'	Mulets (Chelon labrosus)		3399			Andral *et al.* (2004)
DDT p-p'	Mulets (Liza ramada)		4.6			Bocquene et Abarnou (2013)
DDT Σ	2 espèces de dauphins	1518				Wafo *et al.* (2005)
DDT Σ	Bar (Dicentrarchus labrax)		6.66			Tixier *et al.* (2017)
DDT Σ	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	23806				Dron *et al.* (2022)
DDT Σ	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	51150				Wafo *et al.* (2012)
DDT Σ	Dauphins (Tursiops truncatus)			74300		Zanuttini *et al.* (2019)
DDT Σ	Flet (Platichthys flesus)			0.81		Mauffret *et al.* (2021)
DDT Σ	Limande (Limanda limanda)			1.87		Mauffret *et al.* (2021)
DDT Σ	Moules (Mytilus galloprovincialis)	16.6				Scarpato *et al.* (2010)
DDT Σ	Poissons/crustacés des fonds marins		86.23			Munschy *et al.* (2019)
DDT Σ	Sole (Solea solea)		0.3	0.44		Mauffret *et al.* (2019; 2021)
Diazinon	Congre (Conger conger)	0.66				Dron *et al.* (2019)
Diazinon	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	93.2				Dron *et al.* (2022)
Dieldrine	Anguille (Anguilla anguilla)	55.5				Ribeiro *et al.* (2005)
Dieldrine	Anguille (Anguilla anguilla)	3000				Roche *et al.* (2003)

[9] sauf Zanuttini *et al.* Zanuttini, C.; Gally, F.; Scholl, G.; Thome, J.P.; Eppe, G.; Das, K., 2019. High pollutant exposure level of the largest European community of bottlenose dolphins in the English Channel. *Scientific Reports*, 9: 10. https://doi.org/10.1038/s41598-019-48485-7 exprimé en µg/kg de poids lipidique

Dieldrine	Congre (Conger conger)	0.63				Dron *et al.* (2019)
Dieldrine	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	9				Dron *et al.* (2022)
Dieldrine	Dauphins (Tursiops truncatus)			5380		Zanuttini *et al.* (2019)
Dieldrine	Flet (Platichthys flesus)			0.15		Mauffret *et al.* (2021)
Dieldrine	Limande (Limanda limanda)			0.7		Mauffret *et al.* (2021)
Dieldrine	Pétoncles (Mimachlamys varia)		118.1		18.8	Breitwieser *et al.* (2018)
Dieldrine	Poissons/crustacés des fonds marins		6.83			Munschy *et al.* (2019)
Dieldrine	Sandre (Stizostedion luscioperca)	210				Roche *et al.* (2003)
Dieldrine	Sole (Solea solea)		0.082	0.12		Mauffret *et al.* (2019; 2021)
Endosulfan sulfate	Anguille (Anguilla anguilla)	1099.4				Ribeiro *et al.* (2005)
Endosulfan α	Anguille (Anguilla anguilla)	110.7				Ribeiro *et al.* (2005)
Endosulfan α	Congre (Conger conger)	1.14				Dron *et al.* (2019)
Endosulfan α	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	47.1				Dron *et al.* (2022)
Endosulfan β	Anguille (Anguilla anguilla)	185.2				Ribeiro *et al.* (2005)
Endosulfan β	Congre (Conger conger)	2.11				Dron *et al.* (2019)
Endosulfan β	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	356.7				Dron *et al.* (2022)
Endosulfan Σ	Dauphins (Tursiops truncatus)			873		Zanuttini *et al.* (2019)
Endrine	Anguille (Anguilla anguilla)	73				Ribeiro *et al.* (2005)
Endrine	Congre (Conger conger)	0.14				Dron *et al.* (2019)
Endrine	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	48.7				Dron *et al.* (2022)
Endrine	Poissons/crustacés des fonds marins		0.73			Munschy *et al.* (2019)
Endrine aldehyde	Anguille (Anguilla anguilla)	120.1				Ribeiro *et al.* (2005)
Fipronil	Anguille (Anguilla anguilla)	140.5				Ribeiro *et al.* (2005)
HCB	Anguille (Anguilla anguilla)	15000				Roche *et al.* (2003)
HCB	Crabes (Cancer pagurus, Maja brachydactyla, Necora puber)			1.13	0.83	Bodin *et al.* (2007)
HCB	Dauphins (Tursiops truncatus)			271		Zanuttini *et al.* (2019)
HCB	Huîtres (Crassostrea gigas)		2.2			Luna-Acosta *et al.* (2015)
HCB	Poissons/crustacés des fonds marins		3.93			Munschy *et al.* (2019)
HCB	Sandre (Stizostedion luscioperca)	60				Roche *et al.* (2003)
HCH Σ	Anguille (Anguilla anguilla)	578				Ribeiro *et al. (2005)*
HCH Σ	Dauphins (Tursiops truncatus)			258		Zanuttini *et al.* (2019)
HCH Σ	Flet (Platichthys flesus)			0.038		Mauffret *et al.* (2021)
HCH Σ	Poissons/crustacés des fonds marins		0.61			Munschy *et al.* (2019)
HCH Σ	Sole (Solea solea)		0.018	0.009		Mauffret *et al.* (2019; 2021)
HCHα	Mulets (Chelon labrosus)		1186			Bizarro *et al.* (2014)
HCHβ	Mulets (Chelon labrosus)		2203			Bizarro *et al.* (2014)
HCHγ (Lindane)	Aloses (Alosa alosa)		5			Bocquene et Abarnou (2013)
HCHγ (Lindane)	Anguille (Anguilla anguilla)	20000				Roche *et al.* (2003)
HCHγ (Lindane)	Congre (Conger conger)	0.3				Dron *et al.* (2019)
HCHγ (Lindane)	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	20				Dron *et al.* (2022)
HCHγ (Lindane)	Huîtres (Crassostrea gigas)		2.2			Luna-Acosta *et al.* (2015)
HCHγ (Lindane)	Mulets (Chelon labrosus)		1288			Bizarro *et al.* (2014)
HCHγ (Lindane)	Mulets (Liza ramada)		4.8			Bocquene et Abarnou (2013)
HCHγ (Lindane)	Sandre (Stizostedion luscioperca)	1150				Roche *et al.* (2003)
HCHδ	Mulets (Chelon labrosus)		2487			Bizarro *et al.* (2014)
Heptachlor	Anguille (Anguilla anguilla)	40.1				Ribeiro *et al.* (2005)
Heptachlor	Congre (Conger conger)	0.73				Dron *et al.* (2019)
Heptachlor	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	58.1				Dron *et al.* (2022)
Heptachlor	Huîtres (Crassostrea gigas)		1.9			Luna-Acosta *et al.* (2015)
Heptachlor epox A	Congre (Conger conger)	0.26				Dron *et al.* (2019)
Heptachlor epox A	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	11.3				Dron *et al.* (2022)
Heptachlor epox B	Congre (Conger conger)	0.7				Dron *et al.* (2019)
Heptachlor epox B	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	50.8				Dron *et al.* (2022)
Heptachlor epoxide	Anguille (Anguilla anguilla)	117.6				Ribeiro *et al.* (2005)
Isodrine	Dauphins (Stenella coeruleoalba)	7.4				Dron *et al.* (2022)
Isodrine	Pétoncles (Mimachlamys varia)		3.5		9	Breitwieser *et al.* (2018)
Métolachlore	Pétoncles (Mimachlamys varia)		11.8		7.8	Breitwieser *et al.* (2018)

Au niveau des PPP métalliques, on retrouve les tendances spatiales mises en évidence par la surveillance dans le biote notamment concernant le cuivre sur la façade du Golfe de Gascogne. En effet, crevettes et pétoncles du GdG possèdent les plus fortes teneurs en cuivre de la littérature française marine (Tableau 4-14). L'information sur la contamination des espèces non cibles est bien plus complète pour le cuivre (>40 espèces) que pour l'arsenic. A la fois les producteurs primaires (herbiers et phytoplancton), les invertébrés (échinodermes, crustacés,

mollusques), les poissons (poissons plats vivant au contact des sédiments : flets, limandes, ou top-prédateurs : congres/anguilles) et même des mammifères (delphinidés principalement) (Frodello et Marchand, 2001), disposent de données valorisées, apportant ainsi une information complémentaire relativement riche à celle de la surveillance pour ce métal. Le cuivre est ainsi l'un des PPP pour lequel la plus grande variété de taxons a été suivie.

Tableau 4-14. Teneurs maximales (µg/g) en PPP métalliques dans le biote (toutes fractions) des Sous-Région Marines métropolitaines (toutes ME côtières et de transition ; MO : Méditerranée Occidentale ; GdG : Golfe de Gascogne ; MMN : Manche, mer du Nord et MC : Mers Celtiques), relevées dans la littérature scientifique entre 2000 et 2021.

PPP	Espèce / Niveau trophique	Fraction	MO	GdG	MMN	MC	Authors
Arsenic	Moules (Mytilus galloprovincialis)	chair totale	69				Andral *et al.* (2004)
Arsenic	Crevettes (Palaemon longirostris)	chair totale		14.2			Levesque *et al.* (2018)
Arsenic	Herbiers (Posidonia oceanica)	?	21				Lewis et Devereux (2009)
Arsenic	Anguille (Anguilla anguilla)	foie	1.28				Ribeiro *et al. (2005)*
Arsenic	Anguille (Anguilla anguilla)	muscle	4.67				Ribeiro *et al. (2005)*
Arsenic	Crustacés canyons profonds	chair totale		78			Spitz *et al.* (2019)
Arsenic	Poissons canyons profonds	chair totale		62			Spitz *et al.* (2019)
Cuivre	Moules (Mytilus galloprovincialis)	chair totale	9.1				Andral *et al.* (2004)
Cuivre	Pétoncles (Mimachlamys varia)	Branchies		300		10	Breitwieser *et al.* (2018)
Cuivre	Pétoncles (Mimachlamys varia)	Glandes digestives		353			Breitwieser *et al.* (2020)
Cuivre	Flet (Platichthys flesus)	?			0.93		Burgeot *et al.* (2017)
Cuivre	Limande (Limanda limanda)	?			0.99		Burgeot *et al.* (2017)
Cuivre	Moules (Mytilus sp.)	?			0.76		Burgeot *et al.* (2017)
Cuivre	Bar (Dicentrarchus labrax)	?			4.3		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Flet (Platichthys flesus)	?			2.8		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Huîtres (Crassostrea gigas)	?		1200		200	Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Invertébrés benthiques	?			90		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Invertébrés pélagiques	?			80		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Moules (Mytilus galloprovincialis)	?	18		12		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Phytoplancton marin	?			20		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Poissons gobiidés	?			2.3		Chiffoleau, 2001 (2001)
Cuivre	Phytoplancton marin	<200 µm	58.8				Chouvelon *et al.* (2019)
Cuivre	Phytoplancton marin	>2 mm	16.3				Chouvelon *et al.* (2019)
Cuivre	Phytoplancton marin	200 µm à 2 mm	25				Chouvelon *et al.* (2019)
Cuivre	Sardine (Sardina pilchardus)	4 tissus différents	6.3				Chouvelon *et al.* (2019)
Cuivre	Anchois (Engraulis encrasicolus)	4 tissus différents	6.3				Chouvelon *et al.* (2019)
Cuivre	Congre (Conger conger)	muscle	3.5				Dron *et al.* (2019)
Cuivre	Cétacés (5 espèces différentes)	6 tissus différents	46				Frodello et Marchand (2001)
Cuivre	Oursins (Sphaerechinus granularis)	gonades				5	Guillou *et al.* (2000)
Cuivre	Oursins (Sphaerechinus granularis)	Tube digestif				12.9	Guillou *et al.* (2000)
Cuivre	Crevettes (Palaemon longirostris)	chair totale		166.1			Levesque *et al.* (2018)
Cuivre	Herbiers (Posidonia oceanica)	?	22				Lewis et Devereux (2009)
Cuivre	Herbiers (Zostera marina)	?	9				Lewis et Devereux (2009)
Cuivre	Sole (Solea solea)	foie		225			Mauffret *et al.* (2019)
Cuivre	Moules (Mytilus edulis)	totale		15			Mauffret *et al.* (2019)
Cuivre	Moules (Mytilus edulis)	muscle			8.4		Mauffret *et al.* (2021)
Cuivre	Sole (Solea solea)	muscle			110		Mauffret *et al.* (2021)
Cuivre	Moules (Mytilus edulis)	totale			7.9		Menet-Nedelec *et al.* (2018)
Cuivre	Anguille (Anguilla anguilla)	foie	72.3				Ribeiro *et al. (2005)*
Cuivre	Anguille (Anguilla anguilla)	muscle	0.43				Ribeiro *et al. (2005)*
Cuivre	Crustacés canyons profonds	chair totale		95			Spitz *et al.* (2019)
Cuivre	Poissons canyons profonds	chair totale		12			Spitz *et al.* (2019)
Cuivre	Huîtres (Crassostrea gigas)	chair totale				180	Thouzeau *et al.* (2001)
Cuivre	Bar (Dicentrarchus labrax)	foie		95.7			Tixier *et al.* (2017)
Cuivre	Bar (Dicentrarchus labrax)	muscle		0.37			Tixier *et al.* (2017)

Elément métallique essentiel à l'activité biologique, le cuivre pénètre dans les chaînes trophiques des eaux oligotrophes au large de la Méditerranée Occidentale par l'action de la pompe biologique liée à la photosynthèse du phytoplancton (Durrieu de Madron *et al.*, 2011). Ce sont les plus petites cellules algales qui sont alors les plus concentrées (Chouvelon *et al.*, 2019). Il ne se bioamplifie toutefois pas dans la chaine trophique et ce sont les maillons intermédiaires (coquillages, crustacés) qui le concentrent finalement le plus, même si certains d'entre eux le régulent (moule par exemple). Une difficulté mise en évidence au niveau méthodologique est liée au choix de

l'unité de mesure qui peut être différent selon les objectifs recherchés (généralement en poids sec pour les articles scientifiques ou en poids humide pour plusieurs rapports intégrant des aspects sanitaires), 3 articles oublient même de le préciser. Ces considérations rendent parfois complexes les comparaisons inter-espèces notamment lorsque les données de transformation d'une unité à l'autre sont également absentes. Si le jeu de données en cuivre dans le biote métropolitain est relativement riche, il reste toutefois assez hétérogène en fonction des façades suivies, le littoral breton (MC) apparaissant sous-représenté par rapport aux autres façades.

Plusieurs études s'intéressent aux mécanismes de bioaccumulation des PPP dans les organismes (cinétique de contamination/décontamination) et/ou réalisent des dosages sur différentes fractions (fraction totale, muscle, foie, gonades, branchies…) (Roche *et al.*, 2003; Buet *et al.*, 2006; Bodin *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2008; Bodiguel *et al.*, 2011; Dron *et al.*, 2022) qui montrent par exemple que le foie est un organe qui accumule préférentiellement le DDE p-p', la dieldrine, le chlordane α et le cuivre par rapport aux muscles (chez les anguilles de MO, respectivement de 4 à 7 fois plus pour le DDE p-p', de 1,3 à 3 fois plus pour la dieldrine, 2 fois plus pour le chlordane α et 160 fois plus pour le cuivre, et chez le merlu de MO, 30 fois plus pour le DDE p-p'). Inversement, les muscles semblent concentrer plus l'HCB, l'endosulfan sulfate ou l'arsenic par rapport au foie (respectivement de 1,8 à 6 fois plus pour l'HCB, 40 fois plus pour l'endosulfan sulfate et 3,6 fois plus pour l'arsenic dans les anguilles).

L'hépatopancréas chez les crabes accumule préférentiellement l'HCB et le DDE p-p' par rapport aux gonades (d'un facteur 2 et 2,5 respectivement), les muscles des crabes étant eux, peu contaminés. Le tube digestif des oursins accumule 2,6 fois plus le cuivre que leurs gonades. Chez l'anguille, les rapports de concentrations foie/muscles sont inférieurs à un facteur 2 pour plusieurs substances (aldrine, chlordane γ, endosulfan α et β, endrine, endrine aldehyde, fipronil, hepatchlore et hepatchlore epoxide) suggérant peu voire pas de contraste de bioaccumulation chez ce poisson. En revanche les résultats concernant le lindane sont contradictoires, Roche *et al.* (2003) rapportent des teneurs 10 fois supérieures dans le foie des anguilles de Camargue par rapport aux muscles, Buet *et al.* (2006) rapportent des niveaux similaires entre ces deux fractions du même taxon tandis que Ribeiro *et al.* (2005) montrent des niveaux 5 fois supérieurs dans les muscles, cette fois pour la somme des 4 isomères HCH. Cela montre l'importance de suivre aussi d'autres indicateurs comme la maturité, le sexe, la taille/âge et le type d'habitat des différents organismes pour mieux comprendre et interpréter leurs niveaux d'exposition et d'imprégnation. Ces indicateurs sont suivis aussi dans certaines études citées ci-dessus (Roche *et al.*, 2003; Buet *et al.*, 2006; Bodin *et al.*, 2007; Ribeiro *et al.*, 2008; Bodiguel *et al.*, 2011), auxquelles on peut rajouter des travaux sur les mulets du GdG et les oursins de Bretagne (Guillou *et al.*, 2000; Bizarro *et al.*, 2014). Naturellement ces études ciblent des substances hydrophobes connues pour leurs propriétés de bioaccumulation voire de bioamplification dans les chaines trophiques (les HCH, le HCB, la dieldrine et l'endrine présentant des corrélations positives linéaires significatives avec les taux de lipides (Tixier *et al.*, 2017; Spitz *et al.*, 2019)), et aucune étude en métropole ne s'intéresse à des substances moins apolaires comme certains herbicides ou fongicides organiques, à l'instar de certains travaux réalisés dans les DROM. **L'étude des articles scientifiques traitant du biote marin métropolitain apporte un regard complémentaire à celui de la surveillance sur l'état de contamination d'espèces non cibles. Toutefois, elle ne comble pas complètement les lacunes existantes en matière de niveaux trophiques sous-échantillonnés (excepté pour le cuivre), ni même celles en matière de suivi de nouveaux PPP autres que les historiques interdits.** Une manière d'élargir ce spectre de substances serait de développer l'analyse non ciblée haute résolution, comme cela a été récemment décrit avec des tortues marines de la grande barrière de corail (Heffernan *et al.*, 2017).

Etat de la Contamination des sédiments en métropole (hors surveillance)

Au niveau sédimentaire plus encore que pour le compartiment du biote, la surveillance réalisée à large échelle avec des protocoles standardisés permet d'obtenir une vision spatialisée des niveaux de contamination littoraux par les PPP historiques persistants. L'étude de la bibliographie scientifique de ces 20 dernières années (64 articles internationaux) permet de compléter ces données macroscopiques par des études de sites plus fines (étang de Berre (Arienzo *et al.*, 2013), du Vaccarès, de Thau, rade de Brest, émissaire de Cortiou (Wafo *et al.*, 2006), canyon sous-marin de Capbreton (Azaroff *et al.*, 2020)…), associées ou non à des mesures écotoxicologiques (Galgani *et al.*, 2006), des études de processus de transferts physiques dans le continuum terre-lagune (Kanzari *et al.*, 2012;

Kanzari *et al.*, 2015), à des études de processus biologiques (en lien avec l'écologie lagunaire) (Lafabrie *et al.*, 2013; Espel *et al.*, 2019), à de l'évaluation du risque ou des tendances temporelles (Syakti *et al.*, 2012) ou à de la valorisation des données issues de la surveillance (Thouzeau *et al.*, 2001). A noter également un rapport sur l'historique de la contamination des sédiments de Thau, à l'aide de carrottes sédimentaires datées (Tronczynski *et al.*, 1999). A l'exception du cuivre et de l'arsenic, les 20 autres PPP détectés dans ces études métropolitaines sont uniquement des insecticides organochlorés tous interdits ou certains de leurs métabolites ; Il y a donc peu d'information nouvelle apportée par rapport à la surveillance classique concernant la variété des substances présentes dans le compartiment sédimentaire métropolitain. On note toutefois la présence de methoxychlor, substance uniquement détectée dans les sédiments marins (à deux reprises, en baie d'Authie et à l'émissaire de Cortiou : max 6,2 µg/kg ps), et de plusieurs métabolites du DDT (DDEp-p' et DDDp-p'), de l'endrine (ketone *et al*dehyde), de l'endosulfan (sulfate), ou de l'hepatchlore (epoxide), ces derniers n'étant généralement pas mis en évidence par la surveillance. Cette présence suggère l'importance des processus de transformation biotique et abiotique opérant à la surface des sédiments, processus peu étudiés en France ces 20 dernières années.

Le Tableau 4-15 présente les teneurs maximales en cuivre et arsenic dans les sédiments de métropole relevées dans la littérature, et le Tableau 4-16 les teneurs maximales en PPP organiques sédimentaires. Les teneurs sont globalement dans les gammes de celles de la surveillance. On note toutefois plusieurs teneurs sédimentaires en PPP supérieures à leur ERL, pour le cuivre dans le port de commerce de la rade de Brest (285 µg/g ps, ERL = 34 µg/g ps) (données datant de 1994, étude parue en 2003), mais aussi dans les sédiments profonds du canyon sous-marin de capbreton (42,4 µg/g ps), et pour le DDE p-p' (max : 237 µg/kg ps, ERL = 2,2 µg/kg ps), la dieldrine (41 µg/kg ps, ERL = 0,2 µg/kg ps) et le lindane (max : 7,3 µg/kg ps, ERL = 3 µg/kg ps) à la sortie de l'émissaire de Cortiou en Méditerranée. Les comparaisons spatiales inter-études restent toutefois difficiles à envisager tant on constate de différences méthodologiques ou de manques dans la présentation des résultats.

Tableau 4-15. Teneurs maximales (µg/g, ps) en arsenic et cuivre dans les sédiments des Sous-Région Marines métropolitaines (MO : Méditerranée Occidentale ; GdG : Golfe de Gascogne ; MMN : Manche, mer du Nord et MC : Mers Celtiques), relevées dans la littérature scientifique entre 2000 et 2021.
MEC : masse d'eau côtière ; MET : masse d'eau de transition.

PPP	Type Masse d'eau	Fraction Ech.	MO	GdG	MMN	MC	Authors
Arsenic	MEC	<63 µm	28				Galgani *et al.* (2006)
Arsenic	MEC	?		36,9			Azaroff *et al.* (2020)
Arsenic	MET-Lagune	<2 mm	5,5				Lafabrie *et al.* (2013)
Arsenic	MET-Lagune	<63 µm	10				Espel *et al.* (2019)
Cuivre	MEC	<63 µm	31,1				Galgani *et al.* (2006)
Cuivre	MEC	?				285	Thouzeau *et al.* (2001)
Cuivre	MEC	?		42,4			Azaroff *et al.* (2020)
Cuivre	MET-Estuaire	<63 µm			9,6		Burgeot *et al.* (2017)
Cuivre	MET-Lagune	<2 mm	42				Lafabrie *et al.* (2013)
Cuivre	MET-Lagune	<63 µm	60,7				Arienzo *et al.* (2013)
Cuivre	MET-Lagune	<63 µm	10				Espel *et al.* (2019)
Cuivre	MET-Lagune	?	19				Lewis et Devereux (2009)

En effet, plusieurs lacunes ont été mises en évidence par l'étude bibliographique. Sachant que les cations métalliques se concentrent préférentiellement sur la partie silteuse fine des sédiments, il est de convention de réaliser ces analyses sur la fraction <63 µm. De même concernant les PPP organiques apolaires, la part de matière organique présente dans les différentes fractions sédimentaires va conditionner leur adsorption. La fraction sédimentaire analysée est donc un premier paramètre clé en vue de comparaisons spatiales, cependant, elle n'est pas systématiquement indiquée dans les études (ce sont surtout les études les plus « anciennes » sur la période considérée, qui l'ont omise en général) (*cf.* tableaux). Et lorsqu'elle est indiquée, elle est comprise entre <63 µm (la plus fréquente) et <2 mm. De plus, les données sédimentaires reportées dans la littérature sont souvent des données brutes, non corrigées ni normalisées par le % d'aluminium ou le COT. Cependant dans une optique de comparaison spatiale et inter-études, ces paramètres sont indispensables, or ils sont absents dans 50% des études considérées. De même, les données granulométriques constituent un paramètre descriptif important pour le compartiment sédimentaire, ces données sont absentes dans 2/3 des études considérées. Enfin, les résultats peuvent également différer en fonction de nombreux paramètres comme le mode de prélèvement utilisé (carottages

à main en plongée, carottier reineck, chiptex, benne van veen, pelle inox…), la tranche sédimentaire échantillonnée, ou encore la manière de considérer un prélèvement (réalisation d'un échantillon composite vs prélèvement individuel…). Deux études sur les 12 considérées n'indiquent pas le mode de prélèvement utilisé, ces mêmes études n'indiquent pas non plus la tranche de sédiments échantillonnée (Le Calvez, 2002; Lewis et Devereux, 2009). Finalement, seulement 2 études (17%) présentent clairement tous ces indicateurs en plus de leurs données de contamination sédimentaires (Galgani *et al.*, 2006; Burgeot *et al.*, 2017). Une harmonisation de l'ensemble des informations produites semble être indispensable à l'avenir en vue de mieux cerner la problématique de l'état de contamination sédimentaire des façades maritimes françaises par les PPP.

Tableau 4-16. Teneurs maximales (µg/kg, ps) en PPP organiques dans les sédiments des Sous-Région Marines métropolitaines (MO : Méditerranée Occidentale ; MMN : Manche, mer du Nord ; pas de données en MC et GdG), relevées dans la littérature scientifique entre 2000 et 2021.
MEC : masse d'eau côtière ; MET : masse d'eau de transition.

PPP	Type Masse d'eau	Fraction Ech.	MO	MMN	Authors
Aldrine	MET-Lagune	<63 µm	0,02		Arienzo *et al.* (2013)
Aldrine	MEC	<2 mm	2,6		Syakti *et al.* (2012)
Chlorfenvinphos	MET-Lagune	<200 µm	0,08		Kanzari *et al.* (2012 ; 2015)
Chlorpyrifos-éthyl	MET-Lagune	<200 µm	0,02		Kanzari *et al.* (2012)
DDD p-p'	MEC	<63 µm	2,77		Galgani *et al.* (2006)
DDD p-p'	MEC	<2 mm	93,8		Syakti *et al.* (2012)
DDD p-p'	MEC	?	8,38		Wafo *et al.* (2006)
DDE p-p'	MET-Lagune	<63 µm	0,02		Arienzo *et al.* (2013)
DDE p-p'	MEC	<63 µm	1,88		Galgani *et al.* (2006)
DDE p-p'	MET-Lagune	<200 µm	1,09		Kanzari *et al.* (2012 ; 2015)
DDE p-p'	MEC	?		0,47	Le Calvez (2002)
DDE p-p'	MEC	<2 mm	4,8		Syakti *et al.* (2012)
DDE p-p'	MEC	?	236,87		Wafo *et al.* (2006)
DDT p-p'	MET-Lagune	<63 µm	0,03		Arienzo *et al.* (2013)
DDT p-p'	MEC	<63 µm	4,04		Galgani *et al.* (2006)
DDT p-p'	MET-Lagune	<20 0µm	0,62		Kanzari *et al.* (2012 ; 2015)
DDT p-p'	MEC	<2 mm	28,7		Syakti *et al.* (2012)
DDT p-p'	MEC	?	10,95		Wafo *et al.* (2006)
Dieldrine	MEC	<2 mm	41,3		Syakti *et al.* (2012)
Endosulfan sulfate	MEC	?		0,18	Le Calvez (2002)
Endosulfan sulfate	MEC	<2 mm	45,3		Syakti *et al.* (2012)
Endosulfan α	MEC	<2 mm	6,5		Syakti *et al.* (2012)
Endosulfan β	MEC	<2 mm	11,7		Syakti *et al.* (2012)
Endrine	MET-Lagune	<200 µm	0,12		Kanzari *et al.* (2012 ; 2015)
Endrine	MEC	<2 mm	5,4		Syakti *et al.* (2012)
Endrine aldehyde	MEC	<2 mm	0,4		Syakti *et al.* (2012)
Endrine ketone	MEC	?		0,24	Le Calvez (2002)
Endrine ketone	MEC	<2 mm	3,2		Syakti *et al.* (2012)
HCHα	MEC	<63 µm	0,4		Galgani *et al.* (2006)
HCHα	MEC	<2 mm	3,8		Syakti *et al.* (2012)
HCHβ	MEC	<63 µm	0,17		Galgani *et al.* (2006)
HCHβ	MEC	<2 mm	7,5		Syakti *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	MET-Lagune	<63 µm	0,38		Arienzo *et al.* (2013)
HCHγ (Lindane)	MEC	<63 µm	2,74		Galgani *et al.* (2006)
HCHγ (Lindane)	MET-Lagune	<2 mm	0,7		Lafabrie *et al.* (2013)
HCHγ (Lindane)	MEC	?		0,45	Le Calvez (2002)
HCHγ (Lindane)	MEC	<2 mm	3,9		Syakti *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	MEC	?	7,27		Wafo *et al.* (2006)
HCHδ	MEC	<63 µm	0,05		Galgani *et al.* (2006)
HCHδ	MET-Lagune	<2 mm	1,6		Lafabrie *et al.* (2013)
HCHδ	MEC	<2 mm	17,7		Syakti *et al.* (2012)
Heptachlor	MET-Lagune	<63 µm	0,05		Arienzo *et al.* (2013)
Heptachlor	MEC	<2 mm	0,7		Syakti *et al.* (2012)
Heptachlor epoxide	MET-Lagune	<63 µm	0,1		Arienzo *et al.* (2013)
Heptachlor epoxide	MEC	<2 mm	1,5		Syakti *et al.* (2012)
Methoxychlor	MEC	?		0,19	Le Calvez (2002)
Methoxychlor	MEC	< 2mm	6,2		Syakti *et al.* (2012)

Les articles scientifiques traitant des sédiments marins métropolitains constituent un complément d'information par rapport à la surveillance concernant l'état de contamination de sites particuliers, sans toutefois apporter beaucoup de nouveauté par rapport à la surveillance concernant les PPP suivis. D'importants problèmes méthodologiques ou simplement liés au rendu des résultats sont soulignés, qui ne permettent pas de comparaisons spatiale et temporelle robustes.

Etat de la contamination des eaux marines en métropole

Contrairement au biote ou aux sédiments, la matrice eau ne fait pas l'objet d'une surveillance de longue date sur la façade maritime française. Les suivis mis en œuvre dans le cadre de la DCE ont par ailleurs été initiés avec des méthodologies parfois différentes selon les bassins hydrographiques et depuis 2009 uniquement. Aussi une comparaison surveillance/recherche semble peu utile dans la mesure où les méthodologies de surveillance sont encore des outils de recherche à part entière. C'est pourquoi l'ensemble des données acquises seront traitées conjointement dans cette partie en vue de caractériser l'état d'imprégnation du compartiment aqueux marin par les PPP et discuter des méthodologies utilisées.

Toutes les masses d'eau marines sont touchées par une contamination par les PPP à des degrés divers. Si les concentrations sont extrêmement variables en fonction de la période et de l'emplacement du prélèvement (dans le champ proche des apports ou plus éloigné), la variété des substances retrouvées interpelle. C'est en effet en phase aqueuse que l'on en retrouve la plus grande variété de PPP en milieu marin (Tableau 4-7)**. Ce sont essentiellement les herbicides et leurs métabolites qui prédominent (68 PPP différents y sont retrouvés)**, suivis des insecticides et leurs métabolites (43 PPP) puis des fongicides et leurs métabolites (22 PPP) (voir Tableau 4-19).

La Figure 4-30 présente les PPP les plus quantifiés en milieu marin, indépendamment du mode d'échantillonnage, en phase dissoute d'une part, et en phase particulaire et totale d'autre part. En phase particulaire, on retrouve naturellement principalement des insecticides plus apolaires mais également quelques herbicides. En phase totale, la mésotrione et la bentazone présentent notamment des concentrations maximales supérieures à 1 500 ng/L. Cependant en milieu marin, le nombre de quantifications reste faible (max=3) sur les phases particulaire et totale quelle que soit la substance considérée. En phase dissoute, les substances les plus retrouvées sont des herbicides, des fongicides et leurs métabolites. Six des substances prioritaires DCE se retrouvent parmi les 20 premiers PPP les plus quantifiés (nombre de quantifications compris entre 6 et 15) : il s'agit des herbicides atrazine, simazine, cybutryne, (triazines toutes interdites, les deux premières étant les substances les plus retrouvées en nombre de quantifications), diuron, isoproturon *et al*achlore. Leur position dans ce classement peut paraitre étonnante dans la mesure où elles ont été interdites au début des années 2000, et que ce sont des substances modérément persistantes dans l'environnement (demi-vies de l'ordre du mois). Pour autant, elles ont fait l'objet de suivis plus réguliers que les autres depuis la mise en œuvre des suivis DCE en milieu marin. Leurs teneurs maximales reportées sont des teneurs issues d'études réalisées en 1996 en estuaire de Seine pour l'atrazine (donc avant son interdiction) (Tronczynski *et al.*, 1999), et entre 2010 et 2012 pour les autres substances (2015 pour l'isoproturon). Toutes ont aujourd'hui des teneurs plus faibles dans les eaux. L'effet de leur interdiction semble donc évident même s'il nécessite souvent une dizaine/une vingtaine d'années de recul pour être mis en évidence, notamment pour les substances ayant différents usages et donc des dates d'interdictions qui ont été échelonnées sur la période (exemple de certaines urées). **Le métolachlore arrive parmi les substances les plus retrouvées en phase totale comme dissoute. Il s'agit d'ailleurs de la substance encore autorisée en usage phytopharmaceutique la plus quantifiée en phase aqueuse marine.** Ses teneurs maximales reportées dans la littérature sont d'ailleurs relativement élevées (max 213 ng/L en phase dissoute en estuaire de Gironde (Levesque *et al.*, 2018) et 750 ng/L pour la fraction totale en estuaire de Charente (Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2010)). Parmi les substances les plus retrouvées, on note le cas singulier de la bentazone, retrouvée avec des teneurs maximales parmi les plus élevées (>1 500 ng/L dans les deux phases également), dans les deux cas dans l'étang du Vaccarès, en Camargue, sans doute en lien avec la culture du riz et les apports du Rhône (Comoretto *et al.*, 2007; Espel *et al.*, 2019). Également, on note la présence ponctuelle (1 seule quantification) de mésotrione et glyphosate, quantifiés tous deux dans la fraction totale d'échantillons prélevés en estuaire de Charente (Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2010).

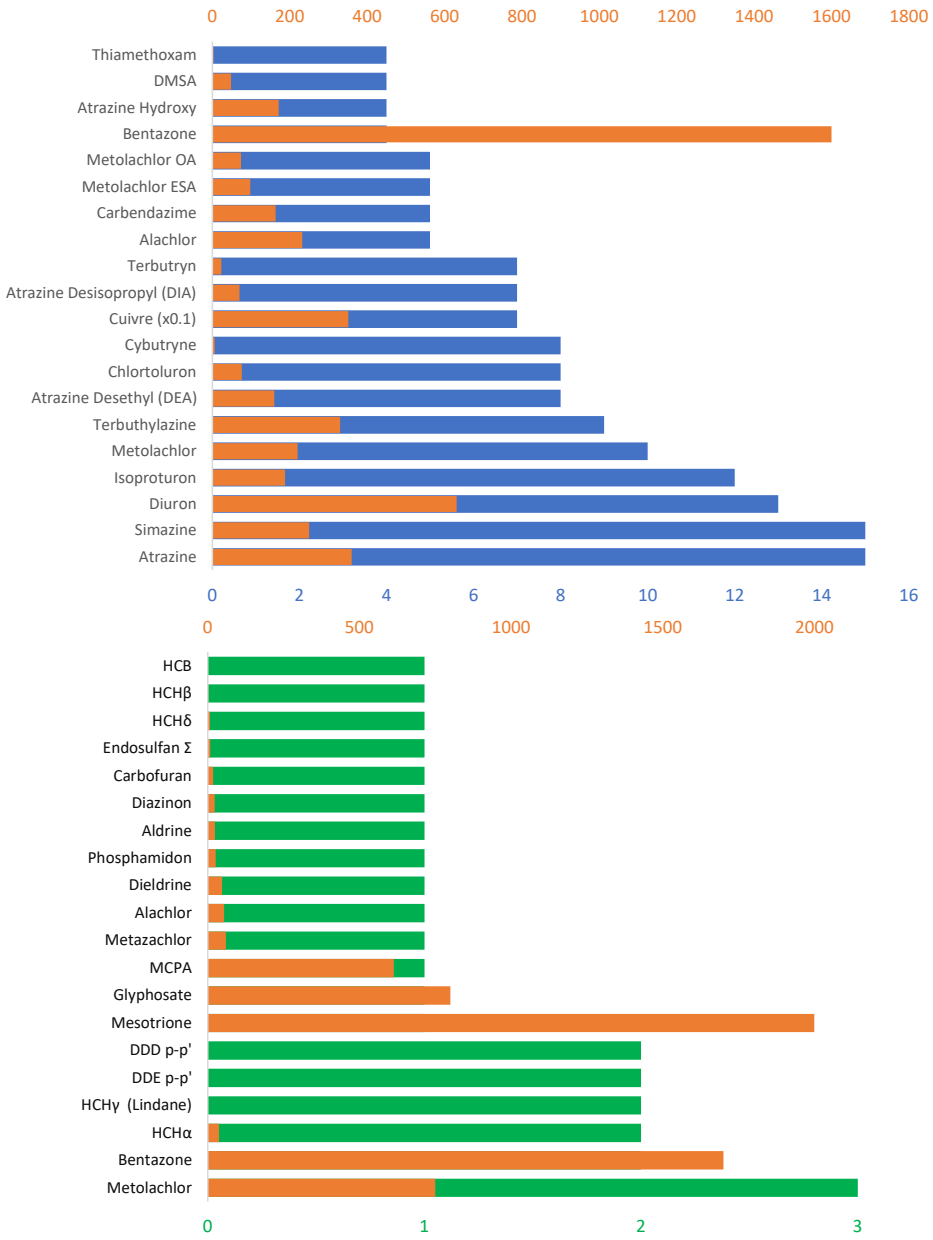


Figure 4-30. Nombre de quantifications des PPP dans les eaux marines métropolitaines (MEC+MET) sur la période 2000-2021, en phase dissoute (barres bleues en haut) (eaux filtrées+POCIS+DGT) et en phase particulaire/totale (barres vertes, en bas) (MES+eaux brutes+SBSE) et teneurs maximales rapportées dans la littérature (barres orangées en haut : phase dissoute ; en bas : phase totale) (ng/L).

Les Tableaux 4-17 et 4-18 présentent les teneurs maximales relevées respectivement par échantillonnages ponctuels et passifs/intégratifs dans les masses d'eau métropolitaines entre 2000 et 2021, par sous-régions marines (SRM).

Concernant l'échantillonnage dans l'eau brute, on note une disparité spatiale des substances retrouvées (Tableau 4-17) avec le Golfe de Gascogne (GdG) qui dénombre 86 PPP différents dans ses eaux, largement devant la Méditerranée et Manche/Mer du Nord (16 chacun) et Mer Celtique (3; données non présentées). Cette disparité est surtout liée à un différentiel de recherches, notamment avec des focus sur des sites d'intérêt généralement en lien avec des masses d'eau de transition, plus proches des apports des bassins versants. Par exemple, sur les 11 études s'intéressant au GdG, 3 ciblent le bassin d'Arcachon (Auby *et al.*, 2007; Auby *et al.*, 2011), 3 l'estuaire ou la baie de Vilaine (Forget *et al.*, 2003; Caquet *et al.*, 2013; Farcy *et al.*, 2013) et 2 le bassin de Marennes-Oléron

Tableau 4-17. Teneurs maximales (ng/L) en PPP dans les eaux des Sous-Région Marines métropolitaines (MO : Méditerranée Occidentale ; GdG : Golfe de Gascogne ; MMN : Manche, mer du Nord ; données MC non présentées), prélevées par échantillonnage ponctuel entre 2000 et 2021 (toutes fractions, toutes masses d'eau).
Les colonnes grisées indiquent le nombre d'études ayant quantifié la substance dans l'eau de cette manière.

PPP	MO		GdG		MMN	
Acétochlore			71	5		
Acétochlore ESA			771	1		
Acétochlore OA			119	1		
Aclonifen				1		
Alachlore			7,2	2	205	1
Ametryn			1,5	2		
AMPA	959	1				
Arsenic	8 300	1			0,019	1
Atrazine			170	9	360	2
Atrazine Desethyl			50	5	160	2
Atrazine Desisopropyl			3,1	2	70	1
Atrazine Hydroxy			105	3		
Azoxystrobine			81,3	3		
Bentazone	1 700	2	114	2	20	1
Bifenthrine			270	2		
Bromoxynil				1		
Carbendazime			3,6	2		
Carbetamide			5,5	1		
Carbofuran			9,3	1		
Chlorfenvinphos				1		
Chlormephos			0,8	1		
Chlorothalonil			1,7	1		
TCP			20	1		
Chlorpyrifos-éthyl			1213	3		
Chlorpyrifos-méthyl			0,5	1		
Chlortoluron			84,42	3		
Cuivre	3 200	1	1320	1	5500	1
Cyanazine			0	1		
Cybutryne			10,1	2		
Cyfluthrine			13,5	1		
Cyhalofop-acid		1				
Cypermethrine			16	3		
DDD p-p'	0,038	1				
DDE p-p'	0,053	1				
DDT Σ					0,1	1
Deltamethrine			31,5	1		
Demeton-S-méthyl			80	1		
Diazinon			0,2	1		
Dichlofluanid			4	2		
Dichlorprop	110	1				
2,4-DCP	230	1				
6-nitro-2,4-DCP	420	1				
Dieldrine					0,1	1
Difenoconazole			25,6	1		
Diflufenicanil			2,6	2		
Dimethachlor			9,1	1		
Dimethenamide				1		
Diuron			76	5	254	1
2,4DPU			0,8	1		
DPMU			6	1		
DMSA			34	2		
DMST			21,8	2		
Endosulfan α					0,1	1
Endosulfan Σ						
Epoxiconazole			4,01	2		
Fenbuconazole			24	1		
Fenitrothion			0,5	1		
Fenvalerate Σ			17,6	1		
Fipronil Sulfone			12	1		
Flazasulfuron			0,7	1		
Fluazifop-p-butyl			1	1		

PPP	MO		GdG		MMN	
Fluquinconazole			5,7	1		
Fluroxypyr				1		
Flurtamone			3,49	1		
Flusilazole			0,8	2		
Flutriafol			0,7	1		
Fosthiazate			0,1	1		
Glyphosate	49,2	1	800	1		
HCB	0,168	1			0,01	1
HCHα	0,127	1		2		
HCHβ				1		
HCHγ (Lindane)	0,651	1	321	2	25	1
HCHδ				1		
Heptachlor epox.					0,06	1
Hexaconazole			0,2	1		
Hexazinone			5,8	2		
Imidacloprid			139,98	3		
Ioxynil				1		
Isoproturon			97	5	95	2
Linuron			45,2	2		
MCPA	2 700	3				
CMNP	340	1				
CMP	180	1				
M. methiocarb			2,4	1		
Mesotrione			2000	1		
Metalaxyl M			16,7	1		
Metamitrone			7,9	2		
Métazachlore			0,5	1		
Métolachlore			750	7		
Métolachlore ESA			765,7	2		
Métolachlore OA			1579	2		
Metoxuron			0,5	1		
Metsulfuron m.			51,2	1		
Molinate		1				
Nicosulfuron			0,7	1		
Oxadiazon	1 800	1				
Parathion éthyl			0.05	1		
Prétilachlore	1 800	1				
Prochloraz			1	1		
Prometryn			0.3	1		
Propachlore			1.5	1		
Propanil		1				
Propazine			0.1	1		
Propiconazole			29	2		
Propyzamid				1		
Prosulfuron			0.6	1		
Pymethrozine			0.4	1		
Quizalofop éthyl			2.2	1		
Quizalofop-p-tef.			1.8	1		
Simazine		1	50	6	250	1
Simazine Hydroxy			7.3	2		
Sulcotrione				1		
tau.fluvalinate				1		
Tebuconazole			1.1	1		
Tebufenozide		1				
Tebutame					400	1
Terbuthylazine			18.8	2	150	1
Terbuthylazine DET			2	2		
Terbutryne			16.5	2		
Thiamethoxam			3.9	1		
Tolylfluanid			5.4	1		
Triclopyr			30	2		

(Munaron *et al.*, 2006; Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2010). De même, 6 études sont recensées en Méditerranée fournissant des données de contamination dans l'eau brute (dont 5 sur des écosystèmes lagunaires (2007; Chiron *et al.*, 2009; Espel *et al.*, 2019; Munaron *et al.*, 2020)), enfin, 3 seulement en Manche/Mer du Nord (dont deux sur l'estuaire de Seine) (Tronczynski *et al.*, 1999; Buisson *et al.*, 2008; Mazellier *et al.*, 2018). Concernant l'étude recensée en Mer Celtique, elle ciblait la rade de Brest (Thouzeau *et al.*, 2001). **Les masses d'eau de transition ou proches des côtes sont donc celles qui font principalement l'objet d'investigations de PPP dans l'eau brute. Dès lors qu'on s'éloigne des côtes, l'échantillonnage des PPP sur eau brute a naturellement moins fait l'objet d'investigations.**

Tableau 4-18. Teneurs maximales (ng/L) en PPP dans les eaux des Sous-Région Marines métropolitaines (MO : Méditerranée Occidentale ; GdG : Golfe de Gascogne ; MMN : Manche, mer du Nord ; pas de données en MC), prélevées par échantillonnage intégratif (POCIS/DGT/SBSE) entre 2000 et 2021 (toutes masses d'eau).
Les colonnes grisées indiquent le nombre d'études ayant quantifié la substance dans l'eau de cette manière.

PPP	MO		GdG		MMN	
Acétochlore	0,3	2				
Acétochlore ESA	8,5	2			11,7	1
Acétochlore OA	8,9	1				
Alachlore	232	5				
Ametryn	16,9	2				
Atrazine	148	11			1,6	1
Atrazine Desethyl	24,9	4	5,2	1	12,3	1
Atrazine Desisopropyl	40	6				
Atrazine Hydroxy	171	3			3,3	1
Azoxystrobine	19,2	3				
Bentazone	85,2	3				
Carbendazime	163,3	4			1,4	1
Carbetamide	32,8	2			0,3	1
Carbofuran	0,8	2				
Carbosulfan				1		
Chlorpyrifos-éthyl				1		
Chlorsulfuron	4,8	2				
Chlortoluron	76,1	5	31,1	2	3,6	1
Cuivre	3513	4			350	1
Cyanazine	0,1	2				
Cybutryne	5,6	8				
Diflufenicanil	0,7	2		1		
Dimethachlor	0,3	4				
Dimetomorph	6,4	1				
Diuron	631	11			0,5	1
2,4DPU	32,6	1				
DPMU	26,8	3				
DMSA	48,1	3			0,2	1
DMST	7,2	3				
Flazasulfuron	15,1	3				

PPP	MO		GdG		MMN	
Fluazifop-p-butyl	54,4	1				
Flusilazole	3,5	2				
Fosthiazate		1				
Hexazinone	5,7	2			0,1	1
Imidacloprid	28,8	2	5,3	1		
Isoproturon	127	9	6,4	1	188	1
Linuron	3,8	3				
Metalaxyl M	7,8	2				
Métazachlore	1,7	3			0,5	1
Métolachlore	220	6	214	2	0,2	1
Métolachlore ESA	97,8	4			34,8	1
Métolachlore OA	73,7	4			5,6	1
Metoxuron	0,1	2		1		
Metsulfuron méthyl				1		
Nicosulfuron	6,5	2				
Norflurazon		1				
Prometryn	82	2		1		
Propazine	0,4	3				
Propiconazole	62,1	3				
Propyzamid	18,9	2				
Prosulfuron	0,2	1		1		
Pymethrozine	2,9	2				
Simazine	190	11				
Simazine Hydroxy	317	3				
Tebuconazole	47,7	1				
Terbuthylazine	330	8				
Terbuthylazine DET	186	3				
Terbutryne	23,2	7				
Thiamethoxam	2,5	3		1		

Concernant l'échantillonnage par EIP, les recherches de PPP dans l'eau par ces techniques alternatives ont été essentiellement réalisées en Méditerranée occidentale (MO) où ce mode d'échantillonnage a été initialement testé, validé pour les eaux de mer et saumâtres (2009) (Gonzalez *et al.*, 2009b) puis adopté pour les suivis DCE depuis 2012 (Andral *et al.*, 2013; Bouchoucha *et al.*, 2019). Les lagunes méditerranéennes font l'objet d'une attention particulière vis-à-vis des PPP, entrainant de nombreux suivis par EIP (Munaron, 2012; Manuron *et al.*, 2012; 2013; Manuron et Gonzalez, 2017; Manuron *et al.*, 2017; 2020) (voir section 1.5).

A noter toutefois que dans le cadre de l'étude MORBLEU (Pepin *et al.*, 2017), le bassin de Marennes-Oléron a fait l'objet d'un suivi pendant 2 ans (2015-2016) de 68 PPP échantillonnés par EIP (POCIS) sur 3 stations d'échantillonnage, en vue d'identifier les facteurs susceptibles d'expliquer les mortalités de moules observées dans les Pertuis charentais et en Vendée. Aucune substance nouvelle n'a été mise en évidence par rapport aux substances déjà retrouvées dans les eaux métropolitaines françaises par EIP. Les substances retrouvées avec les plus fortes teneurs sont aussi des herbicides chloroacétanilides (métolachlore et acétochlore et leurs métabolites),

ainsi que des triazines, urées et leurs métabolites. Le seul insecticide retrouvé est l'imidacloprid. Les valeurs brutes, chiffrées, de ces suivis n'étant pas présentées dans le rapport, elles n'ont pu être intégrées dans cette synthèse et ne figurent donc pas dans le Tableau 4-18 ou la Figure 4-31.

Il existe donc assez naturellement, un fort différentiel de recherches des PPP dans l'eau brute entre les masses d'eau du large et celles côtières plus fréquemment investiguées. Ce différentiel s'explique en partie par les fortes dilutions qui opèrent rapidement dès qu'on s'éloigne en mer et limitent l'intérêt de l'échantillonnage ponctuel. **75% des teneurs quantifiées en PPP dans les eaux cotières sont inférieures à 50 ng/L** (Figure 4-31) **mais en se rapprochant des côtes et donc des sources de ces substances, c'est autant le nombre de substances quantifiées simultanément** (Figure 4-32) **que leurs teneurs** (Figure 4-31) **qui augmentent. C'est le cas généralement dans les eaux de transition (lagunes ou estuaires) ou dans des baies semi-fermées où les temps de séjour des eaux sont plus longs (médiane des teneurs des eaux cotières = 4 ng/L, médiane des teneurs des MET lagunaires = 9 ng/L, médiane des teneurs des MET estuariennes = 70 ng/L** (Figure 4-31)**, et moyennes du nombre de substances quantifiées simultanément en eaux côtières = 8, et en eaux de transition = 15** (Figure 4-32)**.**

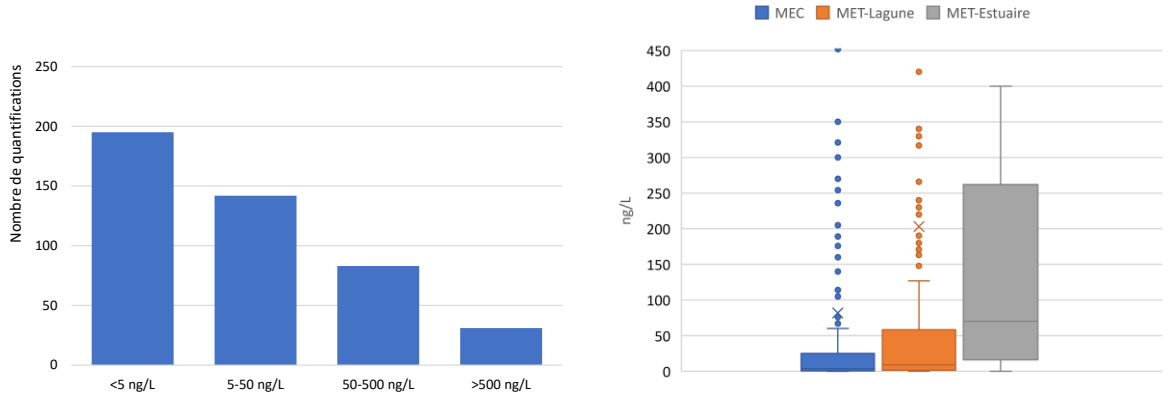


Figure 4-31. Teneurs maximales en PPP dans les eaux marines, toutes substances confondues pour l'ensemble des références bibliographiques consultées (en ng/L), classées **à droite** (box plot) par type de masse d'eau, côtières (MEC, n=228) ou de transition (MET-lagunes méditérranéenens, n= 172 et MET-estuaires, n=46)(NB : Outliers >450 ng/L non représentés, n=31), et **à gauche** (histogrammes) par gammes de concentrations quantifiées.

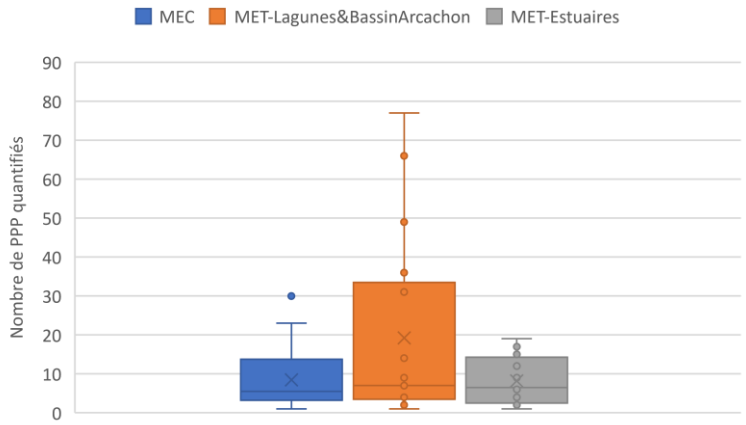


Figure 4-32. Nombre de PPP quantifiés dans les eaux marines dans la bibliographie considérée, classées par type de masse d'eau, côtières (MEC, n=20 études) ou de transition (MET-lagunes méditérranéenens & bassin d'Arcachon, n= 17 études et MET-estuaires, n=12 études)

Parmi les plus fortes concentrations retrouvées dans les eaux côtières de surface, on note des teneurs maximales en rade de Brest, après des crues en sortie d'estuaire, en atrazine, diuron et glyphosate respectivement de 13,6, 5,3 et 1,8 µg/L (Thouzeau *et al.*, 2001). On relève également 2,0 µg/L en mésotrione en estuaire de Charente

(Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2010), 1,6 µg/L de métolachlore dans le bassin d'Arcachon (Tapie et Budzinski, 2018), ainsi que plusieurs PPP utilisés en riziculture retrouvés au-delà de 1 µg/L dans l'étang du Vaccarès (MCPA, oxadiazon, prétilachlore, bentazone (2007; Chiron *et al.*, 2009)), une teneur en arsenic dissous de 8,3 µg/L dans l'étang de Berre (Espel *et al.*, 2019), ou encore 0,96 µg/L d'AMPA dans l'étang de Canet en Roussillon (Munaron *et al.*, 2020). Malgré ces hots-spots de contamination relevés ponctuellement, il reste difficile de poser un état général de la contamination marine tant les teneurs dans l'eau peuvent être variables d'une campagne à l'autre, et d'un site à l'autre. Plusieurs études mettent en effet en lumière l'importance de suivre les évènements de pluies lorsque l'on s'intéresse à la contamination par les PPP hydrophiles arrivant au littoral (Tronczynski *et al.*, 1999; Munaron *et al.*, 2017; Tapie et Budzinski, 2018), et donc l'importance de mettre en place des stratégies de prélèvement adaptées, avec des fréquences de suivis plus élevées. Deux sites littoraux expérimentent cela au niveau du bassin d'Arcachon depuis 2010 (Tapie et Budzinski, 2018) d'une part, et au niveau de 10 lagunes méditerranéennes depuis 2017 (Munaron *et al.*, 2020) d'autre part. Dans les deux cas, les périodes où les niveaux de présence des PPP dans l'eau sont les plus importants sont liées aux périodes d'application des PPP sur les bassins versants et généralement aux périodes de pluies (printemps, hiver), mais aucune des deux études n'investigue ces liens de manière approfondie.

Le métolachlore et surtout ses métabolites (OA et ESA) sont les herbicides les plus fréquemment retrouvés autant en concentrations qu'en fréquence de détection. L'empreinte de contamination est dominée par les herbicides chloroacétanilides sur le bassin d'Arcachon (métolachlore, alachlore et acétochlore, utilisés en maïsiculture), alors qu'au niveau des lagunes méditerranéennes, les profils sont variables en fonction des bassins versants ; toutefois, ce sont les herbicides et fongicides principalement utilisés en viticulture qui prédominent. L'étude OBSLAG rajoute que plusieurs PPP dépassent leur PNEC (Predictible No Effect Concentration ou concentration prévisible sans effets) au niveau des lagunes méditerranéennes (métolachlore, métolachlore OA, ESA, chlorotoluron, imidacloprid, propiconazole, azoxystrobine, carbendazime, ametryn et tébuconazole). La question des effets sur des organismes littoraux initialement non cibles est donc posée.

Mis à part quelques sites bien décrits (bassin d'Arcachon et certaines lagunes méditerranéennes), évaluer l'état général des eaux marines vis-à-vis de la contamination par les PPP dissous reste complexe. Hormis pour les quelques substances prioritaires qui font l'objet d'un suivi plus régulier ces dernières années et dont aucune ne dépasse sa NQE, l'unique constat qui peut être fait à l'heure actuelle est la présence de mélanges de substances dissoutes sur toutes les façades littorales suivies, dont les concentrations et la richesse en SA sont d'autant plus importantes qu'on se rapproche du littoral et des sources. L'importance de ces teneurs est généralement en lien avec les évènements de pluies et crues sur les bassins versants. Le manque d'homogénéité de traitement (fréquence de prélèvement, type de substances analysées notamment) dans les suivis et études réalisés sur la phase aqueuse du milieu marin jusqu'à présent rend difficile toute tentative de comparaison plus globale. En ce sens, une surveillance homogène en fréquence, mode d'échantillonnage et molécules suivies manque cruellement pour aller au-delà de ces conclusions sur l'état de contamination par les PPP.

Améliorer la représentativité de l'échantillonnage est donc une des raisons majeures du développement des EIP (Echantillonneurs intégratifs passifs) ces dernières années.

Dans la littérature, l'utilisation des EIP est mentionnée à partir de 2009 sur le littoral français avec la mise en place des études PEPS (Projets Echantillonnage Passifs pour la Surveillance) pilotées par l'Ifremer (Gonzalez *et al.*, 2009b). Depuis, le développement des EIP se poursuit, de nouvelles substances faisant régulièrement l'objet de calibrations de manière à pouvoir intégrer le panel de PPP suivis. Même si de prime abord, les échantillons d'eau ponctuels semblent identifier plus de PPP que les EIP, ce sont pour beaucoup des mesures sur la fraction totale et donc des quantifications de substances probablement adsorbées sur les MES qui expliquent ce différentiel (Tableau 4-19). On retrouve en effet beaucoup plus d'insecticides et de fongicides hydrophobes dans la fraction totale par rapport à la fraction dissoute des échantillons d'eau ponctuels. Lorsque l'on considère en revanche la fraction dissoute, alors, les échantillons d'eau ponctuels montrent clairement leurs limites avec seulement 36

substances détectées sur les 20 dernières années dans les eaux marines françaises contre 59 avec les EIP (POCIS et DGT) en seulement une dizaine d'années d'utilisation. Ces outils nécessitent encore des développements de manière à étendre les listes de composés dosés, mais il semble évident qu'ils n'ont pas encore atteint leur plein potentiel. Par exemple, de nouveaux POCIS ont été développés dernièrement pour l'échantillonnage du glyphosate et de l'AMPA à partir de résines à empreinte moléculaire (Berho *et al.*, 2017), ouvrant ainsi la possibilité d'effectuer des recherches intégratives sur ces composés emblématiques, jusque là peu détectés en milieu marin (cf. focus sur le glyphosate ci-après). Plus généralement, le caractère intégratif de ces outils leur permet d'accumuler un large spectre de substances chimiques, naturelles comme anthropiques, parmi lesquelles figurent les PPP. Aujourd'hui en milieu marin, ils sont uniquement utilisés en mode quantification ciblée, mais à l'avenir, leur couplage avec des techniques de détection non ciblées (spectrométrie de masse haute résolution : LC-QTOF), pourraient permettre d'améliorer considérablement la caractérisation environnementale et poser les bases des réseaux d'observation de demain. Testée sur une eau en sortie de STEU (Station de traitement des eaux usées) en estuaire de Seine, cette méthode de couplage POCIS+LC-QTOF (ionisation positive) a par exemple permis la détection de 3 PPP non ciblés (le fongicide dimoxystrobine, et les insecticides DEET et pyrimiphos-méthyl) (Mazellier *et al.*, 2018).

Tableau 4-19. Nombre de PPP détectés dans les eaux marines métropolitaines par échantillonnages ponctuels et intégratifs (EIP) en fonction de la phase considérée (dissoute ou totale et par grandes familles de pesticides), relevé dans la littérature scientifique entre 2000 et 2021.

Nombre de PPP détectés	Echantillonnages EAU Ponctuels		EIP		Total PPP
	Phase totale	Phase dissoute	SBSE Phase totale	POCIS/DGT Phase dissoute	
Herbicides	43	16	3	30	52
Fongicides	19	3		8	20
Insecticides	28	8	11	8	38
Metab. Herbicides	12	6		11	16
Metab Insecticides	2	3	3		5
Metab Fongicides	2			2	2
Total PPP	106	36	17	59	

La fraction particulaire de l'eau est extrêmement peu étudiée en tant que telle. Généralement seule la fraction totale, ou dissoute est considérée pour les mesures dans l'eau, et uniquement la fraction dissoute pour les mesures intégratives par échantillonnage passif. Les rares études qui ont travaillé sur ces différentes fractions l'ont fait en comparant la présence de substances hydrophobes (insecticides OC historiques dont chlordécone, HCB, Lindane, DDT et Cuivre) (Bocquene et Franco, 2005; Garcia-Flor *et al.*, 2005; Petit *et al.*, 2013; Dromard *et al.*, 2018). Cette fraction particulaire parait pourtant utile pour mieux caractériser le devenir des PPP en milieu marin, les voies d'entrée dans le biote, les transferts trophiques des PPP, les transferts côte/large et surface/fond de la contamination, très peu décrits jusque là. Garcia Flor *et al.* (2005) ont d'ailleurs souligné l'importance de la micro-couche de surface dans le transfert atmosphère-mer des insecticides organochlorés avec des facteurs d'enrichissement compris entre +0,9 et +14 par rapport aux eaux de surface méditerranéennes sous-jacentes. Ces auteurs émettent l'hypothèse que cet enrichissement de surface en PPP hydrophobes pourrait être expliqué par un enrichissement en matière organique des phases dissoutes et particulaires de la micro-couche, permettant de piéger plus efficacement ces POP. Cette micro-couche joue un rôle important dans le transfert air-eau des POP en milieu marin hauturier (Berrojalbiz *et al.*, 2011). Cette étude est la seule de ce type, à notre connaissance réalisée dans les eaux marines françaises.

Focus sur les DROM

29 références (9 rapports et 19 articles scientifiques et une communication personnelle[10]) traitant de l'état de contamination par les PPP dans les DROM sur les 20 dernières années ont été considérées. Le Tableau 4-20

[10] Jean-Louis Gonzalez : Synthèse des campagnes 2016-2017-2018 "Chimie DCE- Pesticides et Cu" en Guadeloupe (OFB) (à paraître)

présente le nombre de PPP détectés par DROM. La Réunion est le département ultra-marin où la plus grande variété de PPP est retrouvée (31), Mayotte celui où il en a été retrouvé le moins (4). Ces conclusions sont cependant à modérer compte tenu du faible nombre d'études réalisées jusque-là par DROM (maximum : 8 en Guadeloupe, minimum : 1 à Mayotte).

Tableau 4-20. Nombre de substances actives et métabolites de PPP différents retrouvés par matrices dans les Départements et Régions d'Outre-Mer (DROM), entre 2000 et 2021.

Nombre de PPP	Guadeloupe	Martinique	Guyane française	La Réunion	Mayotte	Nouvelle Calédonie	Polynésie française
Biote	5	2	9	19		20	30
Eau	20	17	16	15	4		
MES	1	1					
Sédiments	3	1		8		20	
Bilan par DROM	23	18	23	31	4	20	30

L'absence de mise en œuvre de réseaux d'observation et de suivi pendant de nombreuses années explique la faiblesse globale des recherches. Encore aujourd'hui il n'existe pas, à notre connaissance, de réseaux pérennes de suivi de la contamination chimique par les PPP sur le milieu marin de Nouvelle Calédonie et de Polynésie française. Les recherches dans l'eau sont sous-représentées en outre-mer par rapport aux recherches dans le biote. En effet, 21 références sur les 29 considérées ciblent le compartiment du biote, lequel est relativement bien décrit grâce aux nombreux travaux menés sur la contamination de la/des chaîne(s) trophique(s) aux Antilles et dans le Pacifique. Ces travaux sont associés aux problématiques de contamination par des substances persistantes (POP) et bioaccumulables (cas de la chlordécone aux Antilles (Coat *et al.*, 2006; Dromard *et al.*, 2016; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020; Devault *et al.*, 2022), et des projets IFRECOR – Initiative Française pour les Récifs Coralliens – dans le Pacifique notamment (Roche *et al.*, 2011; Bernagout *et al.*, 2012; Salvat *et al.*, 2012; 2016; Fey *et al.*, 2019), et au démarrage de la surveillance des eaux côtières dans les DROM d'Atlantique et de l'Océan Indien.

Concernant les PPP organiques, les Tableaux 4-21, 4-22 et 4-23 présentent les teneurs maximales reportées dans la littérature dans le biote respectivement pour les DROM atlantiques, indiens et pacifiques. A noter que l'unique référence trouvée en Guyane française concernant le biote, concerne la contamination des œufs de la Frégate superbe (*Fregata magnificens*) sur l'île du Grand Connetable (Sebastiano *et al.*, 2016). Neuf PPP différents (insecticides OC) y ont été détectés avec des teneurs comprises entre 0,005 et 2,34 µg/kg ph, cette dernière étant liée au DDE p-p'. Cette espèce étant une espèce aérienne, nous avons choisi de ne pas la faire figurer dans le tableau. De même, aucune référence n'est associée au biote de Mayotte dont la surveillance a débuté très récemment. La problématique chlordécone aux Antilles est omniprésente, elle concentre la plupart des données de contamination du biote dans cette zone (voir section 1.6.1).

Les PPP retrouvés à la Réunion sont surtout des insecticides OC interdits assez proches de ceux retrouvés en France métropolitaine. On note toutefois la présence de métabolites du fipronil, de deltaméthrine (insecticide pyrethrinoïde) et des herbicides isoproturon et fluroxypyr, jamais retrouvés dans le compartiment biote métropolitain.

Le biote de Polynésie française et de Nouvelle Calédonie montre une empreinte de contamination en PPP singulière. Si la contamination du biote par les insecticides OC classiques, historiques et rémanents (DDT, lindane, hepatchlore, endosulfan) atteint des teneurs parfois élevées dans la chaîne trophique des récifs coralliens, une part beaucoup plus importante d'herbicides y est également recherchée et retrouvée (par rapport aux autres DROM). Bien que globalement solubles, très hydrophiles, plusieurs de ces substances ont été rapportées dans des matrices biologiques avec des niveaux de présence significatifs, généralement inférieurs à 100 µg/kg pour atrazine, simazine, diuron et métolachlore, mais ponctuellement supérieurs (par exemple en Polynésie française :

Tableau 4-21. Teneurs maximales en PPP organiques reportées dans le biote des Antilles entre 2000 et 2021 (µg/kg, poids frais).

PPP	DROM	Espèce / Niveau trophique	[C] max	Référence
Chlordécone	Guadeloupe	Anguille (Anguilla rostrata)	5863	Coat *et al.* (2011)
Chlordécone	Guadeloupe	Phytoplancton marin	3500	Coat *et al.* (2011)
Chlordécone	Guadeloupe	Crustacés	388	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Guadeloupe	Mollusques	186	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Guadeloupe	Poissons	1760	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Guadeloupe	Crustacés	430	Dromard *et al.* (2018)
Chlordécone	Guadeloupe	Macrophytes	16.6	Dromard *et al.* (2018)
Chlordécone	Guadeloupe	Poissons carnivores/piscivores	861	Dromard *et al.* (2018)
Chlordécone	Guadeloupe	Poissons herbivores/planctonophages	209	Dromard *et al.* (2018)
Chlordécone	Guadeloupe	Œufs de Tortues	378	Dyc *et al.* (2015)
Chlordécone	Guadeloupe	Cétacés	34.9	Mendez-Fernandez *et al.* (2018)
Chlordécone	Martinique	Anchois (Shortfinger anchovy)	7	Coat *et al.* (2006)
Chlordécone	Martinique	Comète maquereau (Mackerel scad)	4	Coat *et al.* (2006)
Chlordécone	Martinique	Langouste (Spiny lobster)	31	Coat *et al.* (2006)
Chlordécone	Martinique	Poisson chirurgien (Surgeon fish)	4.1	Coat *et al.* (2006)
Chlordécone	Martinique	Différentes espèces des herbiers	1260	De Rock *et al.* (2020)
Chlordécone	Martinique	Différentes espèces des mangroves	4250	De Rock *et al.* (2020)
Chlordécone	Martinique	Différentes espèces des récifs	590	De Rock *et al.* (2020)
Chlordécone	Martinique	Sargasses (Sargassum sp.)	1714	Devault *et al.* (2022)
Chlordécone	Martinique	Crustacés	15200	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Martinique	Mollusques	89	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Martinique	Poissons	705	Dromard *et al.* (2016)
Chlordécone	Martinique	Poissons carnivores/piscivores	158.6	Bodiguel *et al.* (2011)
Chlordécone	Martinique	Poissons herbivores/planctonophages	59.3	Bodiguel *et al.* (2011)
Chlordécone	Martinique	Crustacés détritivores	178.35	Bodiguel *et al.* (2011)
Chlordécone MonoHydro	Guadeloupe	Anguille (Anguilla rostrata)	68	Coat *et al.* (2011)
DDT Σ	Guadeloupe	Œufs de Tortues	182.8	Dyc *et al.* (2015)
HCH Σ	Guadeloupe	Œufs de Tortues	336.88	Dyc *et al.* (2015)
HCHβ	Guadeloupe	Anguille (Anguilla rostrata)	986	Coat *et al.* (2011)
HCHβ	Guadeloupe	Phytoplancton marin	50	Coat *et al.* (2011)

Tableau 4-22. Teneurs maximales en PPP organiques reportées dans le biote de la Réunion entre 2003 et 2008 (µg/kg, poids sec).

PPP	Espèce / Niveau trophique	[C] max	Référence
DDD o-p'	Modioles/Oursins/Poissons	2.2	Turquet *et al.* (2010b)
DDD p-p'	Modioles/Oursins/Poissons	1.5	Turquet *et al.* (2010b)
DDE o-p'	Modioles/Oursins/Poissons	1.5	Turquet *et al.* (2010b)
DDE p-p'	Modioles/Oursins/Poissons	3.5	Turquet *et al.* (2010b)
DDT o-p'	Modioles/Oursins/Poissons	1.4	Turquet *et al.* (2010b)
DDT p-p'	Modioles/Oursins/Poissons	4.1	Turquet *et al.* (2010b)
Deltaméthrine	Modioles/Oursins/Poissons	11	Turquet *et al.* (2010b)
Diazinon	Modioles/Oursins/Poissons	46.4	Turquet *et al.* (2010b)
Dieldrine	Modioles/Oursins/Poissons	2.4	Turquet *et al.* (2010b)
Endosulfan sulfate	Modioles/Oursins/Poissons	8.3	Turquet *et al.* (2010b)
Endosulfan α	Modioles/Oursins/Poissons	10	Turquet *et al.* (2010b)
Endosulfan β	Modioles/Oursins/Poissons	14	Turquet *et al.* (2010b)
Fipronil desulfinil	Modioles/Oursins/Poissons	28	Turquet *et al.* (2010b)
Fipronil Sulfide	Modioles/Oursins/Poissons	15	Turquet *et al.* (2010b)
Fluroxypyr	Modioles/Oursins/Poissons	34.5	Turquet *et al.* (2010b)
HCHγ (Lindane)	Modioles/Oursins/Poissons	7.6	Turquet *et al.* (2010b)
Isodrine	Modioles/Oursins/Poissons	2.7	Turquet *et al.* (2010b)
Isoproturon	Modioles/Oursins/Poissons	6.8	Turquet *et al.* (2010b)
Métolachlore	Modioles/Oursins/Poissons	20	Turquet *et al.* (2010b)

Tableau 4-23. Teneurs maximales en PPP organiques reportées dans le biote de la Nouvelle Calédonie (NC) et de Polynésie Française (PF) entre 2000 et 2021. (W&F : Wallis & Futuna)
(teneurs en µg/kg de poids sec, sauf pour les teneurs avec * : poids frais)

PPP	DROM	Espèce / Niveau trophique	[C] max	Référence
Acétochlore	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	99.8	Bernagout *et al.* (2012)
Acétochlore	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	74.1	Bernagout *et al.* (2012)
Alachlore	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	5*	Roche *et al.* (2011)
Alachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	20	Salvat *et al.* (2016)
Alachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	20	Salvat *et al.* (2016)
Alachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	10	Salvat *et al.* (2016)
Alachlore	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	105	Bernagout *et al.* (2012)
Alachlore	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	34.9	Bernagout *et al.* (2012)
Aldrine	NC	Congre (Conger sp.)	0.2	Briand *et al.* (2014)
Aldrine	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	0.3	Briand *et al.* (2014)
Aldrine	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	2.14	Fey *et al.* (2019)
Aldrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	20.4	Bernagout *et al.* (2012)
Aldrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	4.3	Bernagout *et al.* (2012)
Aldrine + Dieldrine	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	67.7*	Roche *et al.* (2011)
Atrazine	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	47.82	Fey *et al.* (2019)
Atrazine	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	17*	Roche *et al.* (2011)
Atrazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	40	Salvat *et al.* (2016)
Atrazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	12.5*	Salvat *et al.* (2016)
Atrazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	20	Salvat *et al.* (2016)[2]
Atrazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	60	Salvat *et al.* (2016)
Chlordécone	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	13.58	Fey *et al.* (2019)
Chlordécone	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	1.47*	Roche *et al.* (2011)
Chlordécone	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	2.16*	Salvat *et al.* (2012)
Chlordécone	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	5.1*	Salvat *et al.* (2012)
Chlordécone	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	0.76*	Salvat *et al.* (2012)
DDD o-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	2	Bernagout *et al.* (2012)
DDD p-p'	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	0.8	Fey *et al.* (2019)
DDE o-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	2.4	Bernagout *et al.* (2012)
DDE o-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	1.3	Bernagout *et al.* (2012)
DDE p-p'	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	7.51	Fey *et al.* (2019)
DDE p-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	15	Bernagout *et al.* (2012)
DDE p-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	3.2	Bernagout *et al.* (2012)
DDT o-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	12.1	Bernagout *et al.* (2012)
DDT o-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	1.7	Bernagout *et al.* (2012)
DDT p-p'	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	1.05	Fey *et al.* (2019)
DDT p-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	10.3	Bernagout *et al.* (2012)
DDT p-p'	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	11.4	Bernagout *et al.* (2012)
DDT Σ	NC	Congre (Conger sp.)	7.2	Briand *et al.* (2014)
DDT Σ	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	6.9	Briand *et al.* (2014)
DDT Σ	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	1088*	Roche *et al.* (2011)
Diazinon	NC	Congre (Conger sp.)	15.3	Briand *et al.* (2014)
Diazinon	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	10.2	Briand *et al.* (2014)
Diazinon	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	9.26	Fey *et al.* (2019)
Dieldrine	NC	Congre (Conger sp.)	2.2	Briand *et al.* (2014)
Dieldrine	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	1.8	Briand *et al.* (2014)
Dieldrine	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	8.2	Fey *et al.* (2019)
Dieldrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	4.7	Bernagout *et al.* (2012)
Diuron	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	7.5*	Salvat *et al.* (2012)
Diuron	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	30	Salvat *et al.* (2016)
Diuron	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	10	Salvat *et al.* (2016)
Endosulfan sulfate	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	13	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan sulfate	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	9.2	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan α	NC	Congre (Conger sp.)	9.7	Briand *et al.* (2014)
Endosulfan α	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	6.1	Briand *et al.* (2014)
Endosulfan α	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	10.65	Fey *et al.* (2019)
Endosulfan α	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	6.8	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan α	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	9.4	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan β	NC	Congre (Conger sp.)	8.9	Briand *et al.* (2014)

Endosulfan β	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	7.3	Briand *et al.* (2014)
Endosulfan β	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	10.8	Fey *et al.* (2019)
Endosulfan β	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	8.7	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan β	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	3.1	Bernagout *et al.* (2012)
Endosulfan Σ	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	311*	Roche *et al.* (2011)
Endrine	NC	Congre (Conger sp.)	9.9	Briand *et al.* (2014)
Endrine	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	4.5	Briand *et al.* (2014)
Endrine	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	4.4	Fey *et al.* (2019)
Endrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	17.3	Bernagout *et al.* (2012)
Endrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	12.1	Bernagout *et al.* (2012)
Endrine Σ	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	54.6*	Roche *et al.* (2011)
Glyphosate	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	696.2	Fey *et al.* (2019)
HCH Σ	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	149*	Roche *et al.* (2011)
HCHα	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	2.2	Bernagout *et al.* (2012)
HCHβ	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	1.7	Bernagout *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	NC	Congre (Conger sp.)	5.1	Briand *et al.* (2014)
HCHγ (Lindane)	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	3.1	Briand *et al.* (2014)
HCHγ (Lindane)	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	4.67	Fey *et al.* (2019)
HCHγ (Lindane)	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	267.5*	Salvat *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	132.5*	Salvat *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	237.5*	Salvat *et al.* (2012)
HCHγ (Lindane)	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	1.2	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore	NC	Congre (Conger sp.)	1.9	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	1.9	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	7.1	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	3.7	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore époх A	NC	Congre (Conger sp.)	9.1	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore époх A	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	5.6	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore époх A	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	2.7	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore époх A	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	6.8	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore époх A	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	4.9	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore époх B	NC	Congre (Conger sp.)	2.7	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore époх B	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	2.6	Briand *et al.* (2014)
Heptachlore époх B	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	1.46	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore époх B	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	3.5	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore époх B	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	4.5	Bernagout *et al.* (2012)
Heptachlore Σ	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	195*	Roche *et al.* (2011)
Isodrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	24.5	Bernagout *et al.* (2012)
Isodrine	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	13.2	Bernagout *et al.* (2012)
Linuron	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	19.65	Fey *et al.* (2019)
Malathion	NC + W&F + PF	Différentes espèces des récifs	7.5	Fey *et al.* (2019)
Métolachlore	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	90*	Roche *et al.* (2011)
Métolachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	10*	Salvat *et al.* (2012)
Métolachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	40	Salvat *et al.* (2016)
Métolachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	360	Salvat *et al.* (2016)
Métolachlore	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	30	Salvat *et al.* (2016)
Procymidone	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	69.1	Bernagout *et al.* (2012)
Procymidone	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	30.1	Bernagout *et al.* (2012)
Propyzamide	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	60.4	Bernagout *et al.* (2012)
Propyzamide	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	49.4	Bernagout *et al.* (2012)
Simazine	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	23*	Roche *et al.* (2011)
Simazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	40	Salvat *et al.* (2016)
Simazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	90	Salvat *et al.* (2016)
Simazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	50	Salvat *et al.* (2016)
Terbuthylazine	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	44*	Roche *et al.* (2011)
Terbuthylazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	2.5*	Salvat *et al.* (2012)
Terbuthylazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	90	Salvat *et al.* (2016)
Terbuthylazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	130	Salvat *et al.* (2016)
Terbuthylazine	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons herbivores/planctonophages	90	Salvat *et al.* (2016)
Trifluraline	PF (Tahiti/Moorea)	Différentes espèces des récifs	2*	Roche *et al.* (2011)
Trifluraline	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	10*	Salvat *et al.* (2012)
Trifluraline	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Invertébrés	30	Salvat *et al.* (2016)
Trifluraline	PF (Tahiti/Moorea/Tuamotu/Gambier)	Poissons carnivores/piscivores	10	Salvat *et al.* (2016)

métolachlore et terbuthylazine dans la chair des Mérous *Epinephelus merra*, ou alachlore dans les bénitiers sauvages *Tridacna maxima*). Le glyphosate est même relevé par Fey *et al.* (2019) à des teneurs maximales de plusieurs centaines de µg/kg dans plusieurs organismes des récifs coralliens français du Pacifique, à plusieurs niveaux trophiques (herbiers, poissons omnivores, poissons macro-carnivores) (voir le focus glyphosate, section 1.6.2). Ces données dans le biote marin pour ces substances relativement solubles dans l'eau mettent en lumière la nécessité d'investiguer plus avant et plus largement les relations de bioaccumulation des substances dites « hydrophiles » mêmes si elles sont jugées ne pas devoir s'accumuler préférentiellement dans les organismes. En effet, leur présence régulière à de forts niveaux de concentration dans les eaux pourrait par simple effet de partage inter-matriciel, entrainer des teneurs significatives dans le compartiment biologique.

Au niveau des PPP métalliques présents dans le biote, le Tableau 4-24 synthétise les teneurs maximales rapportées dans la littérature pour les DROM. L'**essentiel de la bibliographie du cuivre et de l'arsenic dans le biote des DROM concerne la Polynésie française et la Nouvelle Calédonie (6 études couvrant de nombreux taxons), en lien avec la problématique de l'exploitation minière du nickel dans cette région. Les Antilles sont moins représentées (3 études couvrant peu de taxons, parmi lesquels herbiers et œufs de tortues), et l'Océan Indien ne l'est pas du tout.**

Tableau 4-24. Teneurs maximales en arsenic et cuivre reportées dans le biote des DROM entre 2000 et 2021 (teneurs en µg/g de poids sec sauf * : poids frais) (NC = Nouvelle Calédonie, PF = Polynésie française, W&F = Wallis & Futuna).

PPP	DROM	Espèce / Niveau trophique	[C] max	Référence
Arsenic	Martinique	Sargasses (Sargassum sp.)	90	Devault *et al.* (2022)
Arsenic	NC	Huîtres (Isognomon isognomon)	80	Hedouin *et al.* (2011)
Arsenic	NC	Palourdes (Gafrarium tumidum)	600	Hedouin *et al.* (2011)
Arsenic	NC	Pétoncles (Comptopallium radula)	340	Metian *et al.* (2008)
Arsenic	NC	Crevettes (Litopenaeus stylirostris)	22	Metian *et al*, (2010)
Arsenic	NC + W&F + PF	Invertébrés	187,45	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC + W&F + PF	Macrophytes	17,9	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC + W&F + PF	Poissons carnivores/piscivores	21,56	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC + W&F + PF	Poissons herbivores/planctonophages	4,99	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC	Huîtres (Isognomon isognomon)	90	Hedouin *et al.* (2011)
Arsenic	NC	Palourdes (Gafrarium tumidum)	250	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	Guadeloupe	Herbiers (Thalassia t., Syringodium f.)	12,7	Bouchon *et al.* (2016)
Cuivre	Guadeloupe	Œufs de Tortues	3,03*	Dyc *et al.* (2015)
Cuivre	NC	Congre (Conger sp.)	4,5	Briand *et al.* (2014)
Cuivre	NC	Murène (Gymnothorax chilospilus)	3,4	Briand *et al.* (2014)
Cuivre	NC	Huîtres (Isognomon isognomon)	7	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	NC	Palourdes (Gafrarium tumidum)	10	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	NC	Pétoncles (Comptopallium radula)	12,6	Metian *et al.* (2008)
Cuivre	NC	Crevettes (Litopenaeus stylirostris)	1097	Metian *et al*, (2010)
Cuivre	NC + W&F + PF	Invertébrés	60,67	Fey *et al.* (2019)
Cuivre	NC + W&F + PF	Macrophytes	2.77	Fey *et al.* (2019)
Cuivre	NC + W&F + PF	Poissons carnivores/piscivores	2.01	Fey *et al.* (2019)
Cuivre	NC + W&F + PF	Poissons herbivores/planctonophages	0.54	Fey *et al.* (2019)
Cuivre	NC	Huîtres (Isognomon isognomon)	10	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	NC	Palourdes (Gafrarium tumidum)	32	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	PF (Tahiti/Tuamotu)	Bénitiers (Tridacna maxima)	2.6	Bernagout *et al.* (2012)
Cuivre	PF (Tahiti/Tuamotu)	Huîtres perlières	11.6	Bernagout *et al.* (2012)

Les teneurs maximales rapportées dans le biote des DROM sont dans la gamme 5-600 et 0,5-1 097 µg/g (ps) respectivement pour l'arsenic et le cuivre. Si l'ensemble de la chaine trophique n'est pas décrit aussi finement que pour la chlordécone aux Antilles, les espèces commerciales du Pacifique (crevettes, mollusques) mais aussi les poissons sont bien représentés et seuls les mammifères semblent véritablement faire défaut. **Les teneurs en arsenic dans le biote de Polynésie française et de Nouvelle Calédonie sont d'environ un ordre de grandeur au-dessus de celles observées en métropole, alors que celles de cuivre semblent globalement du même**

ordre de grandeur, et même inférieures dans le Pacifique par rapport à la métropole en ce qui concerne les taxons « coquillages ». Toute comparaison reste cependant limitée étant donné que les espèces sont différentes entre ces deux zones.

Fey *et al.* (2019) indiquent que le cuivre est peu enclin à se bioamplifier dans les écosystèmes des récifs coralliens, suggérant soit la mise en place de processus de métabolisation/régulation chez certaines espèces, soit une diminution de l'efficacité d'assimilation de ce métal le long de la chaine trophique. Dans les deux cas, cela mène à des niveaux relativement faibles en cuivre dans les échelons supérieurs des chaines trophiques des récifs coralliens. Les invertébrés (bivalves, gastéropodes, crustacés) sont les espèces qui en bioconcentrent le plus. L'arsenic suit globalement les mêmes cinétiques, toutefois, quand on considère l'échelle des espèces, certaines différences physiologiques apparaissent.

Metian *et al.* (2008; 2010) ont réalisé des comparaisons des mesures d'ETM dans différentes fractions biologiques chez la crevette et le pétoncle, et montré que l'hepathopancréas concentre le cuivre chez la crevette avec des facteurs de concentration compris entre 7 et 27 par rapport aux autres organes, alors que l'arsenic est faiblement bioconcentré chez cette espèce, même si les teneurs maximales sont aussi retrouvées dans ce même organe. Chez le petoncle, c'est l'inverse, l'arsenic est bioconcentré dans les glandes digestives avec un facteur compris entre 4,5 et 14 par rapport aux autres organes, alors que le cuivre ne l'est pas (faibles teneurs retrouvées, même si les plus élevées sont là aussi dans les glandes digestives).

Le Tableau 4-25 présente les concentrations maximales en PPP retrouvées dans les DROM en phase sédimentaire.

Les remarques d'ordre méthodologique faites pour les sédiments de métropole peuvent être faites de manière similaire pour ceux des DROM. L'outil d'échantillonnage utilisé et la granulométrie des sédiments étudiés sont absents des 7 références considérées traitant de l'état des sédiments dans les DROM. Une seule étude sur 7 donne les % d'aluminium et de COT de ses échantillons. Enfin, le niveau d'échantillonnage (généralement superficiel 0-3 ou 0-1 premiers cm) n'est précisé que sur 3 des 7 références. Compte tenu de ces éléments, il est assez difficile d'effectuer des comparaisons.

Les Tableaux 4-26 et 4-27 présentent les concentrations maximales en PPP retrouvées en phase aqueuse dans les DROM, respectivement par échantillonnage ponctuel et échantillonage passif (EIP). Globalement, les teneurs retrouvées sont dans les mêmes gammes qu'en métropole.

La Réunion se singularise par des teneurs en cybutryne dans les eaux particulièrement élevées (entre 3 et 30 fois plus élevées qu'en métropole), retrouvées autant par échantillonnage ponctuel qu'intégratif. Sa quantification (jusqu'à une concentration maximale de 211 ng/L) dans les ports de la Réunion semble indiquer une origine plutôt liée à un usage biocide de cet herbicide (antifouling). Mêmes conclusions pour le diuron.

La Guyane française se singularise par des concentrations en insecticide HCH (Σ des 4 isomères) extrêmement élevées (max : 1 505 ng/L en novembre 2010), presque 40 fois au-dessus de la NQE-CMA pour cette substance prioritaire (NQE-CMA : 20 ng/L), et 5 fois plus que les plus fortes teneurs relevées dans les eaux de métropole.

Contrairement au compartiment biote, bien décrit vis-à-vis de la chlordécone aux Antilles et plus largement vis-à-vis des PPP dans les organismes des récifs coralliens du Pacifique, les matrices eau et sédiments concentrent globalement peu d'informations en termes de contamination par les PPP pour chaque DROM pris isolément (à l'exception de la contamination sédimentaire par les ETM en Nouvelle Calédonie). Le demarrage finalement assez récent de la surveillance dans le biote et l'eau en Guyane, aux Antilles, à la Réunion et à Mayotte devrait permettre dans les prochaines années de pallier ce manque d'information concernant les substances prioritaires et pertinentes**. Le plus gros manque concerne le suivi des PPP dans les eaux des DROM du Pacifique dont l'absence est d'autant plus étonnante que les teneurs rapportées dans la matière vivante, pour de nombreuses substances, sont relativement élevées, suggérant une utilisation importante sur ces bassins versants et/ou des taux de transfert élevés.**

Tableau 4-25. Teneurs maximales en PPP dans les sédiments des DROM entre 2000 et 2021 (NC = Nouvelle Calédonie, PF = Polynésie française, W&F = Wallis & Futuna). (µg/kg organiques et µg/g ps pour les métaux)

PPP	DROM	[C] max	Référence
Aldrine	NC + W&F + PF	0.06	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC	6.4	Metian *et al.* (2008)
Arsenic	NC	4.66	Fey *et al.* (2019)
Arsenic	NC	3.1	Hedouin *et al.* (2011)
Arsenic	NC (grande rade)	16.7	Hedouin *et al.* (2011)
Atrazine	NC + W&F + PF	2.21	Fey *et al.* (2019)
Chlordécone	Martinique	38	Bocquene et Franco (2005)
Chlordécone	NC + W&F + PF	0.98	Fey *et al.* (2019)
Chlordécone	Guadeloupe	11	Bouchon *et al.* (2016)
Chlordécone	Martinique	10.4	Abarnou *et al.* (2014)
Chlorpyrifos-éthyl	La Réunion	8.3	Turquet *et al.* (2010b)
Cuivre	NC	11	Metian *et al.* (2008)
Cuivre	NC + W&F + PF	2.79	Fey *et al.* (2019)
Cuivre	NC	1.4	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	NC (grande rade)	27	Hedouin *et al.* (2011)
Cuivre	Guadeloupe	79.2	Bouchon *et al.* (2016)
DDD p-p'	NC + W&F + PF	0.07	Fey *et al.* (2019)
DDD p-p'	La Réunion	6.5	Turquet *et al.* (2010b)
DDE p-p'	NC + W&F + PF	0.69	Fey *et al.* (2019)
DDE p-p'	La Réunion	4.1	Turquet *et al.* (2010b)
DDT o-p'	La Réunion	1.3	Turquet *et al.* (2010b)
DDT p-p'	NC + W&F + PF	0.06	Fey *et al.* (2019)
DDT p-p'	La Réunion	7.3	Turquet *et al.* (2010b)
Diazinon	NC + W&F + PF	2.56	Fey *et al.* (2019)
Diazinon	La Réunion	2.9	Turquet *et al.* (2010b)
Dieldrine	NC + W&F + PF	0.15	Fey *et al.* (2019)
Dithiocarbamate (CS2)	Guadeloupe	124	Bouchon *et al.* (2016)
Endosulfan α	NC + W&F + PF	0.65	Fey *et al.* (2019)
Endosulfan β	NC + W&F + PF	0.29	Fey *et al.* (2019)
Endrine	NC + W&F + PF	0.6	Fey *et al.* (2019)
Folpel	La Réunion	53.8	Turquet *et al.* (2010b)
Glyphosate	NC + W&F + PF	1.67	Fey *et al.* (2019)
HCHγ (Lindane)	NC + W&F + PF	0.17	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore	NC + W&F + PF	0.26	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore époх A	NC + W&F + PF	0.33	Fey *et al.* (2019)
Heptachlore époх B	NC + W&F + PF	0.09	Fey *et al.* (2019)
Linuron	NC + W&F + PF	4.43	Fey *et al.* (2019)
Malathion	NC + W&F + PF	5.52	Fey *et al.* (2019)
Pyrimiphos méthyl	La Réunion	1.1	Turquet *et al.* (2010b)

Tableau 4-26. Teneurs maximales en PPP rapportées dans les eaux brutes des DROM entre 2000 et 2021 (ng/L).

PPP dans eau brute	DROM	[C] max	Référence
Amétryne	Martinique	300	Bocquene et Franco (2005)
Chlordécone	Martinique	90	De Rock *et al.* (2020)
Cybutryne	La Réunion (Ports)	211	Turquet *et al.* (2010b)
Dinoterb	La Réunion (Ports)	67	Turquet *et al.* (2010b)
Diuron	La Réunion (Ports)	176	Turquet *et al.* (2010b)
Diuron (metabolite 2,4DPU)	La Réunion (Ports)	3	Turquet *et al.* (2010b)
Diuron (metabolite DPMU)	La Réunion (Ports)	40	Turquet *et al.* (2010b)
Simazine	Martinique	18	Bocquene et Franco, 2005

Tableau 4-27. Teneurs maximales en PPP rapportées dans les eaux des DROM échantillonnées par EIP, entre 2000 et 2021 (ng/L)

PPP	DROM	Référence	DGT	POCIS	SBSE
Acétochlore	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,1	
Acétochlore ESA	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		12	
Aldrine	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)			10,4
Atrazine	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,5	
Atrazine	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		0,7	
Atrazine	Martinique	Impact Mer (2021)		0,6	
Atrazine Désisopropyl	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,5	
Atrazine Désisopropyl	Martinique	Impact Mer (2021)		0,2	
Atrazine Hydroxy	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,4	
Atrazine Hydroxy	Martinique	Impact Mer (2021)		0.4	
Azoxystrobine	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,1	
Azoxystrobine	Martinique	Impact Mer (2021)		0,3	
Carbendazime	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,5	
Carbendazime	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,1	
Carbendazime	Martinique	Impact Mer (2021)		4,8	
Chlordécone	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,4	
Chlordécone	Martinique	De Rock *et al.* (2020)		187	189
Chlordécone	Martinique	Impact Mer (2021)		1,5	
Cuivre	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)	160		
Cuivre	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)	700		
Cuivre	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)	400		
Cuivre	Martinique	Impact Mer (2021)	236		
Cuivre	Mayotte	Turquet *et al*, (2010a)	3500		
Cybutryne	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,2	
Cybutryne	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		25,5	
DDT Σ	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)			2,7
DDT Σ	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)			12
DDT Σ	Mayotte	Turquet *et al*, (2010a)			15,6
Dieldrine	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)			1,1
Diuron	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,1	
Diuron	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,6	
Diuron	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		8,9	
Diuron	Martinique	Impact Mer (2021)		0,5	
3,4DPU	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		0,1	
DPMU	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		0,6	
DMSA	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,1	
DMST	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,1	
Endosulfan β	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)			0,6
Endosulfan Σ	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)			16
Endosulfan Σ	Mayotte	Turquet *et al*, (2010a)			19,5
Fluazifop-p-butyle	Martinique	Impact Mer (2021)		0,15	
HCH Σ	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)			1 505
HCH Σ	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)			254
HCHα	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)			1,2
HCHα	Mayotte	Turquet *et al*, (2010a)			11,1
HCHβ	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)			5,5
HCHβ	Martinique	Impact Mer (2021)			0,6
Isodrine	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)			1,4
Métazachlore	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)			1,8
Métazachlore	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)			76
Métolachlore	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,1	1,1
Métolachlore	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,2	
Métolachlore	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)			4,8
Métolachlore	Martinique	Impact Mer (2021)		0,3	5,7
Métolachlore OA	Martinique	Impact Mer (2021)		0,4	
Metsulfuron méthyl	Martinique	Impact Mer (2021)		1,7	
Propachlore	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,2	
Simazine	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,2	
Terbuthylazine	Guyane Française	Gonzalez *et al.* (2012)		0,1	
Terbuthylazine	La Réunion	Gonzalez *et al.* (2009a)		0,2	
Terbutryne	Guadeloupe	Gonzalez, JL (com. pers.)		0,1	

1.3.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ?

Il est très difficile à l'heure actuelle de pouvoir distinguer l'origine des PPP retrouvés en milieu marin pour deux raisons : d'une part car le milieu marin est le réceptacle de nombreux apports, la plupart provenant de sources diffuses, agricoles ou non, qui bien souvent se mélangent et se diluent au cours de leur transit, de leur transfert des zones d'usage (zones sources) vers le littoral. Et d'autre part parce que les substances utilisées en usage phytopharmaceutique partagent bien souvent un ou plusieurs autres usages (biocide, vétérinaire…) (ex. : diuron, cuivre…), rendant difficile la possibilité d'en cibler un en particulier. La localisation des prélèvements permet parfois de statuer sur l'origine des sources. Par exemple dans le cas des substances utilisées en usage biocide comme antifoulings sur les coques des bateaux (diuron, cybutryne, cuivre…), il apparait que les zones portuaires et notamment les zones de carénage constituent souvent des hot-spots de contamination (Turquet *et al.*, 2010b). Leur origine « biocide » est alors fortement suspectée à proximité de ces zones sans toutefois que la part de chaque usage ait été véritablement investiguée jusqu'à présent. Parfois, c'est la période de quantification dans les eaux qui donne une indication sur la source. Par exemple, le chlortoluron, qui est retrouvé presque uniquement en hiver dans les lagunes de l'étang de l'Ayrolle jusqu'à l'étang de l'Or, l'est fort probablement en lien avec son usage phytopharmaceutique comme herbicide sur les céréales d'hiver, plutôt que vis-à-vis de ses usages biocides (d'ailleurs tous interdits : antifouling ou protection à l'intérieur des conteneurs ou protection des fluides en métallurgie) (Munaron *et al.*, 2020). Plusieurs fongicides sont également utilisés ou ont été utilisés à la fois en usage phytopharmaceutique et biocide (ex. : carbendazim, azoxystrobine, propiconazole…), mais compte tenu de la variété de leurs usages, qui entraine vraisemblablement des applications simultanées, il est cette fois difficile d'émettre des hypothèses quant à celui ou ceux qui impactent le plus l'état des eaux littorales. L'exemple de l'azoxystrobine est assez révélateur, substance active autorisée à la fois comme fongicide en usage phytopharmaceutique en maraîchage et céréaliculture, elle est aussi autorisée en usage biocide pour la protection des ouvrages de maçonnerie, des façades, la protection du cuir, des fibres, caoutchouc et des polymères. Aucune étude jusqu'à présent, et à notre connaissance, n'a investigué ces questions concernant les substances PPP organiques.

Le cuivre dispose également de nombreux usages, phytopharmaceutiques (fongicide constituant de la bouillie bordelaise) mais aussi biocides (antifouling dans les peintures des bateaux), ou industriels (électricité, plomberie…) avec en plus une origine naturelle (érosion des sols et transfert atmosphérique) qui rajoute une difficulté supplémentaire lorsqu'on s'intéresse aux sources au milieu marin. En Méditerranée par exemple, l'essentiel des apports de cuivre aux eaux du large est réalisé par transport atmosphérique mais dès lors qu'on se rapproche des côtes, ce sont les apports des bassins versants par les rivières et notamment le Rhône, qui dominent (Durrieu de Madron *et al.*, 2011). Pour autant, malgré ces multiples sources potentielles, le cuivre dispose d'une caractéristique intéressante, la présence d'isotopes stables. Ces isotopes pourraient permettre à l'avenir d'aider à discriminer les différentes sources de cuivre apportées aux eaux littorales. Petit *et al.* les ont utilisés en 2013 dans l'estuaire de la Gironde pour discriminer des sources anthropiques (rejets de STEU de l'agglomération de Bordeaux, apports liés à son utilisation en tant que fongicide agricole), et des sources naturelles, par fractionnement isotopique dans le bouchon vaseux (Petit *et al.*, 2013). Des travaux complémentaires sont toutefois nécessaires pour expliquer certaines variations observées du rapport isotopique le long de l'estuaire ou discriminer des signatures isotopiques très proches, et qui se recouvrent les unes les autres sur le bassin d'Arcachon (Araujo *et al.*, 2021). Heinisch *et al.* (2005) proposent d'utiliser les rapports d'isomères HCH pour caractériser certaines sources de cet insecticide le long des rivières, comme les sites industriels de production vs les autres types d'usages qu'ils soient agricoles ou urbains. Sur le même principe, de nombreux indicateurs basés sur la teneur d'un métabolite principal rapportée à celle de sa substance mère ont été validés vis-à-vis des PPP (DEA/atrazine, métolachlore ESA/métolachlore, DDE p-p'/DDT p-p'…) pour tracer des utilisations récentes ou passées de PPP, mais aucun ne permet de discriminer l'origine des sources de ces produits (usage phytopharmaceutique vs usages biocides ou autres). Une autre manière d'investiguer la problématique des sources de PPP au milieu marin serait de réaliser des études intégrées dans le continuum terre-lagune/estuaire-mer. Mais ce type d'études, qui ferait le lien entre les apports issus des bassins versants (jusqu'aux sources ponctuelles ou diffuses) et les teneurs retrouvées en mer, et leur dynamique temporelle et spatiale, manque cruellement à l'heure actuelle.

1.3.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, de la rémanence des substances en milieu marin ?

L'analyse des **tendances temporelles à long terme** est uniquement possible sur les eaux métropolitaines, et pour quelques substances car les données dans les DROM sont encore trop parcellaires et la surveillance trop récente. En métropole, l'analyse des tendances temporelles de 1979 à nos jours a été réalisée pour les PPP de type POP, historiques (DDT, Lindane…) pour lesquels les jeux de données dans le biote et les sédiments sont relativement riches et robustes grâce aux réseaux de surveillance. Pour ces substances interdites d'usage depuis plus de vingt ans à minima, les tendances dans le biote sont toutes à la diminution des teneurs (pvalue < 0,005) ou à l'absence de tendance compte tenu qu'elles tendent progressivement vers zéro (Figure 4-33). Ces teneurs restent toutefois quantifiables en raison de leur forte persistance environnementale et de l'amélioration des techniques analytiques.

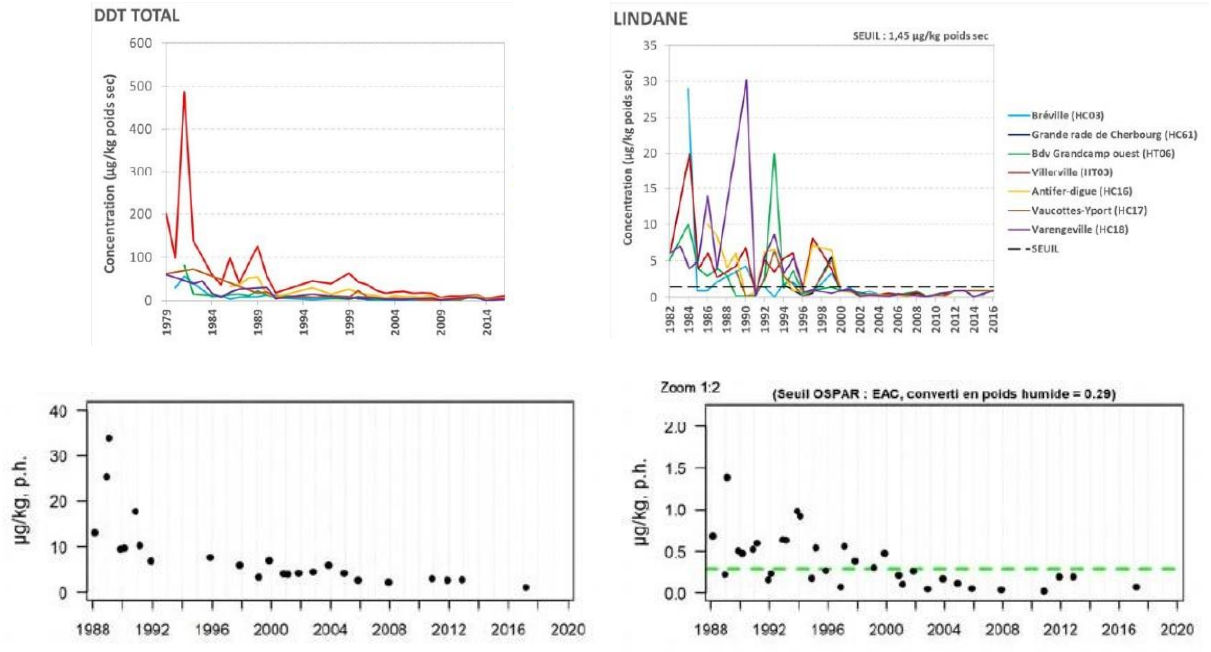


Figure 4-33. Evolution des teneurs en Lindane (à droite) et DDT total (à gauche) dans les coquillages suivis dans le cadre de la surveillance ROCCH entre 1979 et 2017, aux stations de Manche/Mer du Nord (en haut) (µg/kg ps) et sur l'étang de Thau (en bas) (µg/kg ph) (d'après Menet-Nedelec et Grouhel-Pellouin (2019), et Qualité du milieu marin littoral, bulletin de la surveillance (Fiandrino *et al.*, 2021).

Dans les **sédiments**, les conclusions sont moins claires, quasiment aucune tendance à long terme n'est détectée à l'exception d'une tendance à l'augmentation pour la ME du Havre Saint Germain dans l'Ouest Cotentin (Manche, Mer du Nord) qui voit la ΣDDT augmenter entre 2001 et 2019 (Menet-Nedelec et Grouhel-Pellouin, 2019), et d'une tendance à la diminution pour ce même PPP dans la ME Palavasiens Est (lagune méditerrénenne) entre 1996 et 2017 (Viols, 2019).

Concernant le **cuivre**, la variété de ses usages actuels (électricité/informatique/ métallurgie/plomberie/anti-corrosion/textiles/fongicide…) ainsi que la capacité de certains organismes sentinelles (i.e. moules) à le fractionner et à se detoxifier rendent plus complexes les analyses temporelles. On ne retrouve pas, jusqu'à présent sur le littoral métropolitain, l'augmentation des teneurs dans les mollusques pour cet ETM qui aurait pu être attendue compte tenu du doublement de sa production totale mondiale entre 1980 et 2013. Les teneurs pour cet ETM restent globalement stables dans les mollusques du littoral et en augmentation sur quelques ME (Tableau 4-28). En revanche, dans les sédiments des lagunes méditerranéennes, les teneurs en cuivre diminuent entre 1996 et 2017 pour 65% des lagunes échantillonnées dans le cadre du ROCCH (Viols, 2019). A notre connaissance, cette analyse n'a pas été réalisée sur les autres façades. Bernagout *et al.* (2012) soulignent également une diminution des teneurs en cuivre significative dans les sédiments du port de Papeete d'un facteur 10 en moyenne entre des

données ponctuelles acquises avant 2000 (en 1984, 1986 et 1993) et 2012 (Bernagout *et al.*, 2012), sans toutefois que de réelles tendances aient été évaluées.

Tableau 4-28. Tendances temporelles dans le biote (coquillages) entre 2010 et 2015 au niveau des 4 sous-régions marines métropolitaines. Les chiffres entre parenthèses sont le nombre de stations concernées par des tendances à la diminution/nombre de stations pour lesquelles une tendance a pu être calculée. ⇨ : pas de tendance, teneurs stables, ↘ : tendance à la diminution des teneurs dans le biote, ↗ : tendance à l'augmentation des teneurs dans le biote sur la période concernée (pvalue <0,005).

	MMN	MC	GdG	MO
Lindane	⇨	⇨, ↘	⇨	⇨
DDE p-p'	⇨, ↘ (9/17)	⇨, ↘ (1/5)	⇨, ↘ (5/10)	⇨, ↗ (Banyuls/mer)
DDD p-p'	⇨, ↘ (7/14)	⇨, ↘ (2/7)	⇨, ↘ (3/10)	⇨, ↘ (17/50)
Cuivre	⇨, ↘ (5/20)	⇨, ↗ (Baie de La Fresnaye)	↗ (Baie de Vilaine & plusieurs stations des landes & Bassin d'Arcachon)	⇨, ↗ (Banyuls/mer)

Concernant les **polluants OSPAR et MEDPOL**, des analyses de tendances ont également été réalisées dans le cadre de la DCSMM sur les 6 dernières années de suivi, dans le biote (avec les jeux de données du ROCCH et du RINBIO) (Mauffret *et al.*, 2018). Les résultats dans le biote pour le lindane, les métabolites du DDT et le cuivre sont présentés par sous-région marine sur le Tableau 4-28. Pour l'ensemble des autres pesticides suivis dans les bivalves (HCB, p,p'-DDD, endrine, aldrine, atrazine, diuron, alachlore, trifluraline, pentachlorophénol, simazine, chlorpyriphos-éthyl, chlorfenvinphos, isodrine, isoproturon et dieldrine), une à deux années de données (souvent inférieures à la limite de quantification) sont disponibles par station, et ne permettent pas d'évaluer des tendances sur la période 2010-2015. En Méditerranée, des tendances ont également été recherchées dans les moules pour le cuivre et le ΣDDT, sur les 20 années de suivi du RINBIO. Pour ces deux substances, les teneurs sont stables sur l'ensemble des 70 stations à l'exception de 3 stations qui s'améliorent (ces 3 stations sont différentes pour chacun des 2 contaminants) (Bouchoucha *et al.*, 2020).

Concernant les **substances organiques hydrophiles**, l'analyse des tendances temporelles de contamination est rendue difficile par le manque de recul sur l'acquisition des données en milieu marin (souvent seulement depuis la fin des années 2000 avec le développement des EIP). L'exemple toutefois le plus emblématique est sans doute celui des herbicides triazines et notamment de l'atrazine qui ont été interdites au début des années 2000 et pour lesquelles les niveaux de présence des substances mères comme des produits de dégradation ont chuté assez largement dans les écosystèmes côtiers où ils étaient suivis. Avec des demi-vies dans l'eau de l'ordre du mois, on retrouve encore ces substances à l'état de traces en milieu littoral, souvent avec des teneurs supérieures pour leurs métabolites que pour les substances mères (respectivement de l'ordre de la dizaine de ng/L, à <ng/L). Les seuls sites où jusqu'à présent, des tendances saisonnières pourraient être investiguées vis-à-vis des substances hydrophiles, sont le bassin d'Arcachon et les lagunes méditerranéennes en raison de la présence de réseaux de suivis régionaux des PPP ayant des fréquences de prélèvement adaptées (respectivement REPAR et OBSLAG, décrits plus haut), mais à notre connaissance, ces investigations n'ont pas encore été menées.

1.4. Contamination de l'air par les produits phytopharmaceutiques

1.4.1. Description des méthodologies mises en œuvre pour le compartiment air dans le cadre de la surveillance et dans les travaux de la recherche

Les pesticides peuvent être présents dans l'atmosphère sous forme gazeuse, particulaire (*i.e.* associés aux aérosols atmosphériques), dans l'eau de pluie ou le brouillard (voire les nuages). La quantification du niveau de contamination de l'atmosphère par les pesticides nécessite, comme pour les autres compartiments, une étape de prélèvement (qui peut être actif ou passif), une étape d'extraction et d'analyse (multirésidus ou ciblées sur quelques composés lors d'études spécifiques). Les données émanent 1) des campagnes menées par les associations

Agrées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) depuis le début des années 2000 dans plusieurs régions françaises (Base de données PhytAmto[11]) ainsi qu'au niveau national grâce à la Campagne Nationale Exploratoire des Pesticides dans l'air ambiant (CNEP) menée en 2018/2019 en métropole et DROM et 2) des équipes de recherche.

Matrices échantillonnées, y compris matrice(s) biote du milieu considéré

Les campagnes réalisées par les AASQA (et pendant la CNEP) se focalisent sur la quantification en pesticides dans l'air sous forme gazeuse et particulaire (avec en général un pool des deux matrices lors de l'analyse). En ce qui concerne la taille des aérosols prélevés, diverses têtes de coupure peuvent être utilisées pour piéger soit la totalité des aérosols sans distinction de tailles (Total Suspended Particles), soit des têtes PM10 piégeant les particules de diamètre inférieur à 10 µm, soit des têtes PM2.5 piégeant les particules de diamètre inférieur à 2,5 µm. La tête de coupure PM10 a été utilisée lors de la CNEP. En dehors de la CNEP, les AASQA utilisent deux systèmes de prélèvement selon la région: haut débit et bas débit, engendrant des suivis de 2 jours ou 7 jours respectivement, avec différentes têtes de coupures. Dans le cas des campagnes AASQA, l'extraction et l'analyse multirésidus sont réalisées en laboratoire public ou privé. L'ensemble des campagnes menées depuis le début des années 2000 par les AASQA a fait l'objet de la production de plus de 160 rapports et les données sont compilées dans la Base de Données PhytAtmo. Les résultats sont présentés en concentration Gaz+Particules par composé par site de prélèvement et par période de prélèvements avec les Limites de Détection (LD) et les Limites de Quantification (LQ) associées. Certaines de ces études ont fait l'objet de publications académiques en collaboration avec des équipes de recherche (par exemple, Désert *et al.* (2018) en région Provence Alpes Côte d'Azur et Corse ; Ravier *et al.* (2019), toujours en région PACA et focalisé sur le glyphosate, l'AMPA, le glufosinate d'aluminium en phase particulaire ou Villiot *et al.* (2018) en région Grand Est).

L'évaluation de la partition gaz/particules dans l'atmosphère est rare et émane de travaux de recherche essentiellement. A noter également les mises au point réalisées par le LCSQA dans le cadre de la surveillance nationale. Coscolla *et al.* (2016), dans leur synthèse bibliographique internationale sur l'état des connaissances du niveau de contamination de l'air par les pesticides et sur les méthodes associées – basée sur la publication de Yusa *et al.* (2014) ainsi que les travaux de Scheyer *et al.* (2007), Schummer *et al.* (2009) ou Borras *et al.* (2011) – indiquent que dans le cas des produits en cours d'utilisation (plus polaires que les composés organochlorés persistants et interdits), peu de données expérimentales sont disponibles sur leur partition entre la phase gazeuse et la phase particulaire. On peut citer par exemple en France, Sauret *et al.* (2008) ou récemment aux Etats-Unis, Wang *et al.* (2021). Quelques travaux ont porté sur l'étude de la distribution granulométrique des aérosols avec des pesticides (Coscollo *et al.*, 2013; Coscollà et Yusà, 2016; Degrendele *et al.*, 2016).

En plus des phases gaz et particulaires, d'autres matrices atmosphériques sont explorées par les équipes de recherche comme les eaux de pluie (Blanchoud *et al.*, 2002; Teil *et al.*, 2004; Scheyer *et al.*, 2007; Sauret *et al.*, 2008; Trajkovska *et al.*, 2009; Decuq *et al.*, 2019; Decuq *et al.*, 2022), le brouillard (Bedos *et al.* (2002) qui citent les travaux de *Millet et al.* (1997) ; Agarwal *et al.* (2005) dans le cas du ziram et zineb en Inde ; Woodrow *et al.* (2019)) et très ponctuellement les nuages (notamment des dérivés benzothiazole, Lebedev *et al.* (2018)). A noter également des travaux sur les eaux pluviales (Zgheib *et al.* (2008; 2012) et la contribution des eaux de pluie à la contamination des eaux pluviales (Gasperi *et al.*, 2014; Becouze-Lareuere *et al.*, 2016)).

Enfin, différentes solutions ont été explorées pour analyser la capacité de certains végétaux à servir d'indicateur de contamination (biomonitoring). Al Alam *et al.* (2019), dans leur synthsèe bibliographique, identifient ainsi comme des bioindicateurs de la contamination environnementale les aiguilles de connifères, les lichens et mousses (sensibles à la pollution atmosphérique), les abeilles et produits associés ou les escargots, ces derniers étant particulièrement identifiés comme bioindicateurs de la contamination terrestre (voir section 1.1.2). En 2017, Al Alam *et al.* (2017) ont testé la capacité d'aiguilles de conifères en tant que biomoniteurs passifs de la contamination de l'atmosphère aux pesticides en cours d'utilisation, ainsi qu'aux POP, HAPs, et PCBs lors d'une campagne menée

[11] https://atmo-france.org/mise-a-disposition-de-15-annees-de-mesures-de-pesticides/

en région strasbourgeoise pendant 5 semaines entre les 9 avril et 7 mai 2015. Baroudi *et al.* (2021) ont également testé les aiguilles de pin au Liban pour étudier les PPP dans 4 sites plus ou moins proches de zones agricoles ainsi que Klanova *et al. (2009)* en Tchéquie pour les organochlorés, avec une comparaison avec des préleveurs actifs et passifs. En Italie, Lucadamo *et al.* (2018) utilisent le lichen, évoqué également en section 1.1.2 ainsi que dans le Chapitre 6 (Encadré 6-3), pour étudier la contamination atmosphérique par le glyphosate et des métaux. Al Alam *et al.* (2019) indiquent que le lichen n'ayant ni racine ni cuticule, sont particulièrement exposés *via* les dépôts atmosphériques. De plus, ils sont particulièrement persistant et robustes et peuvent vivre dans des conditions assez extrêmes (aussi bien dans l'Himalaya que dans les déserts). Qaunt aux mousses, elles puisent leurs nutriments essentiellement dans l'eau provenant de la pluie. Par ailleurs, la contamination de la matrice apicole est également étudiée (voir section 1.1.2). Par exemple, Malhat *et al.* (2015) explorent la contamination du miel en Egypte par les organochlorés et métabolites et aux pyréthrinoïdes ent tant qu'indicateur de la contamination de l'environnement local (les abeilles pouvant explorer une zone de 50 km^2, 7 km^2 selon Goretti *et al.* (2020)). Balayiannis *et al.* (2008) caractérisent également la contamination du miel en organophosphorés dans les zones agricoles en Grèce. La contamination des abeilles par les pesticides (organophosphorés et carbamates) est aussi explorée par Ghini *et al.* (2004) à Bologne en Italie. Les auteurs indiquent que les abeilles constituent d'excellents bioindicateurs soit *via* leur mortalité soit *via* leur contamination qui d'après eux est liée au fait que les abeilles interceptent les particules en suspension dans l'air ou dans les fleurs et les retiennent dans leurs cheveux ou les accumulent dans leur corps. En outre, ils relèvent l'adéquation des abeilles domestiques comme bioindicateurs car : (1) les abeilles domestiques ont une grande mobilité qui permet de surveiller une vaste zone, (2) elles sont nombreuses et il est donc possible de collecter un nombre suffisant d'échantillons, (3) elles sont très sensibles à la plupart des produits chimiques et (4) elles sont très efficaces dans les enquêtes terrestres en raison des nombreux déplacements effectués chaque jour pour récolter du nectar, du pollen et de l'eau. Main *et al.* (2020) lors de leur étude sur l'exposition de pollinisateurs sauvages aux pesticides utilisés en agriculture indiquent que cette exposition va dépendre du domaine spatial exploré mais aussi de leur trait d'histoire de vie. D'après ces auteurs, les pollinisateurs peuvent être exposés notamment par le pollen, le contact avec les feuilles/fleurs ou le sol, 75% des abeilles évaluées sur les deux années dans leur étude étant des espèces nichant au sol. Goretti *et al.* (2020) quant à eux analysent la bioaccumulation de métaux (Cd, Mn, Zn, Cu) dans les abeilles et dans les aérosols (PM10) en Italie. Enfin, l'AASQA AURA (Aasqa Auvergne-Rhône-Alpes, 2015) a confronté les mesures en pesticides dans l'air avec celles réalisées dans différentes matrices apicoles (cire, miel et abeille). Ne sont pas présentées ici les publications portant sur l'effet des pesticides sur les abeilles car ce volet est abordé dans le Chapitre 8 (Benuszak *et al.*, 2017; Hooven *et al.*, 2019).

Substances suivies régulièrement (réseaux de surveillance vs. études scientifiques), en considérant toutes les substances (autorisées, interdites, produits de transformation, biocontrôle, POP)

Pour les campagnes menées par les AASQA sur la contamination de l'air en phase gazeuse et particulaire, un outil a été développé au début des années 2000 par un groupe de travail pluridisciplinaires pour identifier les pesticides à suivre en priorité dans l'air, l'outil Sph'air, sur la base d'une approche multicritère (Gouzy et Farret, 2005). Cette approche est basée sur des critères de potentiel d'émission vers l'atmosphère (pendant et après l'application), la persistance atmosphérique et les quantités utilisées sur la région d'étude. Peut être pris en compte également un critère de toxicité pour l'application de la hiérarchisation dans un cadre d'évaluation des risques sanitaires. Ainsi, des listes dites socles pouvaient être établies selon la région considérée. Pour la CNEP de 2018/2019, une harmonisation de cette liste à l'échelle nationale (avec des adaptations pour les DROM et après une amélioration de l'outil Sph'air pour y intégrer les nouvelles connaissances acquises depuis 2005) a été réalisée (Hulin *et al.*, 2021), donnant ainsi lieu à l'identification de 90 substances à rechercher pour la métropole dont 20 fongicides, 9 insecticides, 25 herbicides (dont le glyphosate et le glufosinate), 6 biocides, 10 persistants (dont 7 POP) et 1 régulateur de croissance. Cette liste comporte des composés identifiés en prenant en compte le critère toxicité pour l'évaluation des risques sanitaires mais également sans prendre en compte ce critère de toxicité afin d'évaluer la contamination de l'atmosphère en tant que telle. Par contre, aucun critère écotoxicologique n'a été pris en compte. Après la phase de mise au point analytique, les données pour 74 substances actives et 1 métabolite

(métabolite du glyphosate) ont *in fine* pu être exploitées, dont 12[12] ne sont pas renseignées dans la Base de Données PhyAtmo 2002-2017. A noter qu'un certain nombre de composés suivis pendant la CNEP sont à présents interdits (chlorothalonil, chlorprophame…). Cette constatation souligne la nécessité d'actualiser régulièrement la liste des composés à rechercher afin d'être au plus proche des pratiques de protection phytopharmaceutique en cours. Coscollà *et al.* (2016) soulignent également qu'une proportion non négligeable de composés identifiés dans leur synthèse bibliographique étaient déjà interdits au moment de sa rédaction (2016), traduisant, selon eux, un niveau très pauvre de connaissance de l'état de contamination de l'air par les pesticides en cours d'utilisation. Dans ce sens, la méthodologie mise en place en France dans la sélection des composés à suivre (qui peut être régulièrement mise à jour au besoin) et l'engagement tout récent de pérennisation du monitoring atmosphérique (*cf.* Communiqué de presse du 19/07/21[13]) devrait permettre de limiter ce problème.

Dans l'eau de pluie, les molécules suivantes ont été recherchées par Blanchoud *et al.* (2002) : atrazine, DEA, terbuthyazine, simazine, alachlore, métolachlore. Récemment, dans la Zone Atelier Plaine et Val de Sèvres (ZAPVS), 31 molécules ont étés recherché de mars à novembre 2018 dans les eaux de pluie par Decuq *et al.* (2022) (acétochlore, aclonifen, bifenthrine, boscalid, clomazone, cloquintocet-mexyl, cycloxydim, cypermethrine alpha, cyproconazole, deltamethrine, diflufénicanil, dimethachlore, époxiconazole, fenpropidine, lambda-Cyhalothrine, métazachlore, metconazole, métrafenone, napropamide, pendiméthaline, pirimicarbe, procloraze, propiconazole, pyraclostrobine, S-métolachlore, tau-fluvalinate).

En ce qui concerne les métabolites, ainsi qu'indiqué ci-dessus, un seul métabolite a été recherché dans le cadre de la CNEP (l'AMPA) sur un sous ensemble de 8 sites en métropole sur les 50 sites. Des données sur l'AMPA ont également été recuillies par Ravier *et al.* (2019) en région Provence Alpes Côte d'Azur en 2015-2016. D'après Coscollà *et al.* (2016), les métabolites suivants ont fait l'objet de recherche, notamment au Canada et en Italie : métabolites du DDT, azinphos-méthyl oxon, chlorpyrifos oxon desethylatrazine, heptachlorepoxy, IMP, isomalation, malathion oxon, ométhoate et TCP.

Concernant le cuivre et le soufre (pour information, ils ne sont pas dans la Base de Données PhytAtmo), le cuivre n'a pas été recherché lors de la CNEP notamment en lien avec le fait qu'il est complexe, à partir de la seule donnée de concentrations en divers points, d'identifier la source de cette contamination (d'autant plus que les émissions vers l'atmosphère semblent majoritairement liées au secteur du transport d'après le rapport de l'Ineris (2015) même si ces travaux portent sur une méthodologie pour laquelle la contribution de l'agriculture est probablement incertaine). Il sera recherché dans la campagne SpF/Anses PestiRiv. Le soufre a été recherché en 2013 par l'ASPA (Association pour la Surveillance et l'Etude de la Pollution Atmosphérique en Alsace) (Aasqa Aspa, 2014) et trouvé à des concentrations qualifiées de « métrologiquement faibles » (entre 0,3 et 5,2 µg/m^3) avec des maximums observés en hiver en lien avec le chauffage et en été en zone viticole). Hinckley *et al.* (2020) identifient l'usage agricole du soufre en tant que fertilisant mais aussi pesticide comme activité source de perturbation du cycle du soufre et source d'exposition d'écosystèmes non cibles mais aussi de la population.

Concernant les POP (polluants organiques persistants), 8 POP ont été recherchés pendant la CNEP : dieldrine, endrine, heptachlore, mirex, pentachlorophenol, chlordane, et le lindane. Coscollà *et al.* (2016) synthétisent les données pour divers organochlorés tels que le DDT et ses dérivés, l'aldrine, le chlordane, la dieldrine, l'endosulfan l'endrine, le lindane, l'hepatchlore et le toxaphene. Par ailleurs, dans le contexte de la convention de Stocklom, un réseau d'échantillonnage passif atmosphérique mondial (GAPS) a été lancé en 2005 sur 55 sites mondiaux (dont Paris) pour fournir des concentrations à l'échelle mondiale et évaluer le potentiel de transport à longue distance des POP et l'efficacité des efforts de réglementation chimique. Actuellement, des mesures s'étendant sur 5 à 10 années d'échantillonnage sont disponibles pour 40 sites du réseau GAPS (Schuster *et al.*, 2021).

A noter la présence de phenols (notamment o-cresol) dans l'atmosphère en Alsace par Schummer *et al.* (2009) que les auteurs relient à la production d'herbicides.

[12] 2,4DB, AMPA, Bromadiolone, docloran, etofenprox, flumétraline, fluopyram, glufosinate, glyphosate, mirex, pentachlorophénol, tebuthiuron

[13] https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/Ineris%20lancement_suivi_annuel_pesticides_juillet%202021.pdf

Concernant le biomonitoring, Al Alam *et al.* (2017) ont recherché 30 pesticides en cours d'utilisation dans les aiguilles de pins en région strasbourgeoise, 5 ont été retrouvés en plus fortes concentrations (nicosulfuron, spinosade A, penconazole, triflusulfuron méthyl, et pyraclostrobine) avec un pic en semaine 2 en accord avec la période de pulvérisation dans la région d'après les auteurs; concernant les POP, parmi les 20 recherchés, 4 ont été retrouvés - O, P'-DDD, P,P'-DDD, P, P'-DDE, et hexachlorobenzene avec aussi un pic en semaine 2. Des concentrations cumulées pour 10 pesticides (penconazole, pendiméthaline, diflufénicanil, fenpropidine, deltamethrine, lambda-cyhalothrine, ethofumesate, clofentezine, hexachloroenzene et hepatchlore) de l'ordre de 50 à 231 ng/g dans les aiguilles de pin ont été retrouvées par Baroudi *et al.* (2021) au Liban avec une signature de l'activité agricole locale. La contamination du miel aux organochlorés et aux pyrethronoides (en majorité inférieur aux LMR sauf une fois) observée en Egypte témoignent de la contamination du milieu environnant. Si les pyrithrénoides sont utilisés localement, la présence de composés organochlorés pose question quant à la source de ces composés interdits en Egypte depuis près de 40 ans (Malhat *et al.*, 2015). Les auteurs émettent l'hypothèse d'une contamination *via* l'irrigation ou par transfert atmosphérique. A partir de l'analyse de la contamination de lichen sur une zone d'étude de 22 km^2 en Italie Lucadamo *et al.* (2018) estiment la zone exposée au glyphosate qu'ils évaluent à plusieurs km^2, en lien avec les conditions météorologiques locales et à l'absence d'infrastructures paysagères limitant la dispersion atmosphérique de ce dernier. Goretti *et al.* (2020) proposent un indicateur de contamination des abeilles domestiques aux métaux. La faible corrélation trouvée avec la contamination des aérosols (PM10) aux métaux semblent indiquer, d'après les auteurs, une contribution de l'activité agricole à la contamination des abeilles (fertilisation et pratiques phytopharmaceutiques). La comparaison des niveaux de contamination en pesticides dans l'atmosphère à ceux estimés dans la cire et le miel menée par l'AASQA Auvergne-Rhône-Alpes (2015) a montré peu de substances dans les matrices apicoles (la propargite seulement) comparativement à celles trouvées dans l'air (au nombre de 16) mais les auteurs relèvent les mauvaises conditions atmosphériques lors de l'étude et la nécessité, pour de prochaines études, de réaliser des mesures sur une plus longue période en couplant les analyses sur les ruchers avec un site fixe de mesure de qualité de l'air et en observant le comportement des ruchers en plus des analyses des produits dans les matrices afin de documenter les relations entre qualité de l'air et abeilles. Une étude antérieure en Isère sur 4 années avait révélé la présence de fongicides et insecticides dans les matrices apicoles, en plus grand nombre dans le pollen et la cire est plus fortes teneurs dans les abeilles.

1.4.2. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte des niveaux de contamination de l'air ?

Cette section est consacrée aux matrices gazeuses/particulaires, brouillard et biote, la contamination de l'eau de pluie étant détaillée en section 1.5.3.

Le niveau de concentration d'un composé dans l'atmosphère en phase gazeuse ou particulaire dépend de l'intensité et des caractéristiques de la source d'émission, des conditions de transfert atmosphérique entre la source et le point de mesure, de la dégradation ou non du composé dans l'air, de sa partition entre la phase gaz et particulaire (qui va également influencer sa dégradation), des processus de dépôts secs et humides (qui peuvent engendrer une exposition d'écosystèmes non cibles) et enfin des configurations spatiales locales (topographie, présence d'obstacles). En général, ainsi que rappelé par Bedos *et al.* (2020), les concentrations vont décroitre lorsque l'on s'éloigne de la source, cette décroissance dépendant d'un certain nombre de facteurs. Dans le cas des pesticides, une mosaïque de sources associés à chaque parcelle traitée contribue à la contamination de l'atmosphère. Une des spécificités du compartiment atmosphérique est sa capacité de transport de composés sur des distances très variées, de l'échelle locale au transport longue distance si le produit est persistant.

Dans ce cadre général, les campagnes menées par les AASQA depuis le début des années 2000 ainsi que la CNEP, en ayant pour objectif d'évaluer l'exposition de la population générale, reposent sur des sites hors situation de proximité et/ou d'influence spécifique, c'est un niveau de fond qui est caractérisé. Les préleveurs sont disposés dans des lieux sélectionnés pour couvrir la gamme des différents types d'« ambiances » possibles en termes d'influence de pratiques agricoles, à savoir des profils associés à des contextes grandes cultures, viticultures,

arboricultures, maraichages et élevage, et distinguant les sites urbains/periurbains des sites ruraux. Ces campagnes depuis le début des années 2000 ont fourni une des bases de données la plus large au niveau international. Les concentrations observées sont comprises entre quelques pg/m^3 à plusieurs ng/m^3 (voire µg/m^3 quelques rares cas, majoritairement pour le folpel et quelques cas pour le chlorothalonil, dans un nombre limité de sites, que l'on peut attribuer *a priori* à une plus grande proximité à des parcelles traitées. Cette gamme de concentrations est comparable à celle décriteen 2016 par Coscollà *et al.* (2016) dans leur synthèse des données disponibles internationalement (France, Canada, Espagne, USA pour les pesticides en cours d'utilisation et Mexico, Chine, Hong Kong, Turquie pour les POP), en prenant en compte les études portant sur les phases gaz, Gaz+Particules ou la partition, pour environ 150 composés de diverses familles chimiques. Malgré ce relativement large jeu de données obtenus avant la CNEP, Hulin *et al.* (2021) indiquent que notre connaissance de l'état de contamination de l'atmosphère est partielle en lien avec 1) le caractère local et ponctuel des prélèvements et 2) une méthodologie non harmonisée en termes de durée de prélèvement, de composés suivis ou de chaînes analytiques. En ce sens, la CNEP de 2018-2019 fournit un jeu de données harmonisé sur une année de suivi et facilite ainsi la comparaison spatiale des niveaux de contamination. Autre atout, parmi les sites explorés, 5 étaient situés dans les DROM (Guadeloupe, Martinique, Guyane, La Réunion et Mayotte) ce qui a permis de fournir, pour la plupart des sites, les premières données portant sur la contamination de l'atmosphère par les pesticides (sauf en Martinique, pour lequel un rapport de Madinair avait déjà été publié en 2013). Lors de la CNEP, 6 substances n'ont jamais été détectées en métropole contre 43 dans les DROM. Ainsi, 56 et 19 substances ont été quantifiées en métropole et DROM respectivement, reflétant une moindre variété des substances utilisées dans les DROM (Anses, 2020). Le Tableau 4-29 extrait du rapport LCSQA (2020) classifie les substances en fonction de la gamme de concentration annuelle moyenne[14] et relève les composés dont la fréquence de quantification a été supérieure à 20%. Ces derniers sont au nombre de 9 en métropole : chlorothalonil, chlorpyriphos méthyl, folpel, glyphosate, lindane, S-métolachlore, pendiméthaline, prosulfocarbe et triallate et de 2 dans les DROM : pendiméthaline et S-métolachlore.

En termes de concentration maximale, 20 substances présentent une concentration maximale comprise entre 1 et 10 ng/m^3 et 5 comprise entre 10 et 100 ng/m^3. Quelques fortes concentrations supérieures à la centaine de ng/m^3 ont été observées ponctuellement, à l'échelle locale (cas du folpel, du pyriméthanil et du prosulfocarbe). Enfin, en termes de valeurs médianes, seules 5 substances (glyphosate, lindane, S-métolachlore, pendiméthaline, et triallate) en métropole et 2 substances en métropole (S-métolachlore et lindane) présentent une valeur non nulle, indiquant que pour toutes les autres substances, plus de la moitié des résultats sont inférieurs à la limite de détection (LD).

Durant ces campagnes, l'ensemble des familles herbicides/fongicides/insecticides a été représenté avec une contribution de chaque famille dépendant localement des pratiques alentours. Lors de la CNEP par exemple, si l'on se place à l'échelle nationale, sur 17, 10 et 21 composés fongicides, insecticides et herbicides avec un usage phytopharmaceutique recherchés, 14, 9 et 17 composés ont été quantifiés au moins une fois en métropole (ce qui représentent plus de 80% du nombre de composés recherché par famille), avec toutefois 2, 1 et 5 composés respectivement présentant une fréquence de quantification (FQ) supérieure à 20%. A l'échelle régionale, Désert *et al.* (2018) notent que ce sont les fongicides et les insecticides qui contribuent le plus aux composés quantifiés dans l'air entre 2012 et 2017 en région PACA et Corse; Villiot *et al.* (2018) indiquent que ce sont les insecticides qui sont minoritaires en termes de contribution à la concentration totale cumulée à Reims et Atmo Haut de France (Aasqa Haut de France, 2020) indiquent que ce sont les herbicides qui contribuent le plus à la charge totale en pesticides (notamment au printemps et à l'automne). Ci-après figurent quelques focus sur des composés spécifiques.

[14] Une concentration égale à 0 a été attribuée à toute substance non détectée donnant lieu à un scénario « minimisant » Anses, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant Premières interprétations sanitaires*, (Autosaisine n° 2020-SA-0030), 141. Rapport d'appui scientifique et technique.

Tableau 4-29. Répartition des substances ayant données lieu à une quantification lors de la CNEP 2018-2019 en fonction de la concentration moyenne annuelle en métropole (**haut**) et dans les DROM (**bas**). En surligné jaune, les substances quantifiées avec une fréquence de quantification supérieure à 20%.

Distribution des substances selon les concentrations moyennes annuelles							
≥2 ng/m3	≥ 1 ng/m3	≥0,5 ng/m3	≥0,2 ng/m3	≥0,1 ng/m3	≥0,05 ng/m3	≥0,02 ng/m3	≥0,01 ng/m3
1 substance	2 substances	3 substances	6 substances	8 substances	11 substances	17 substances	25 substances
Prosulfocarbe	Prosulfocarbe	Folpel	Chlorothalonil	Chlorothalonil	Chlorothalonil	Chlorothalonil	2,4-D
	Folpel	Pendimethaline	Chlorpyriphos m	Chlorpyriphos methyl (*)	Chlorpyriphos methyl (*)	Chlorprophame	Chlorothalonil
		Prosulfocarbe	Folpel	Fenpropidine (*)	Fenpropidine (*)	Chlorpyriphos methyl (*)	Chlorprophame
			Pendimethaline	Folpel	Folpel	Cyprodinil	Chlorpyriphos ethyl
			Prosulfocarbe	Pendimethaline	Lindane (*Ø)	Diflufenicanil	Chlorpyriphos methyl (*)
			Triallate	Prosulfocarbe	S-Metolachlore	Fenpropidine (*)	Clomazone (*)
				Pyrimethanil	Pendimethaline	Fluazinam	Cypermethrine
				Triallate (*)	Prosulfocarbe	Folpel	Cyprodinil
					Pyrimethanil	Glyphosate	Deltamethrine
					Spiroxamine (*)	Lindane (*Ø)	Diflufenicanil
					Triallate (*)	S-Metolachlore	Fenpropidine (*)
						Pendimethaline	Fluazinam
substance quantifiée à plus de 20 %						Propyzamide (*)	Fluopyram
						Prosulfocarbe	Folpel
						Pyrimethanil	Glyphosate
						Spiroxamine (*)	Lindane (*Ø)
						Triallate (*)	S-Metolachlore
							Pendimethaline
							Pentachlorophenol (Ø)
							Propyzamide (*)
							Prosulfocarbe
							Pyrimethanil
							Spiroxamine (*)
							Tebuconazole
							Triallate (*)

Distribution des substances selon les concentrations moyennes annuelles				
≥0,2 ng/m3	≥0,1 ng/m3	≥0,05 ng/m3	≥0,02 ng/m3	≥0,01 ng/m3
1 substance	2 substances	3 substances	8 substances	15 substances
S-Metolachlore	Pendimethaline	Fluopyram	Chlorprophame	2,4-D
	S-Metolachlore	Pendimethaline	Chlorpyriphos ethyl	Chlorprophame
		S-Metolachlore	Chlorpyriphos methyl (*)	Chlorpyriphos ethyl
			Fluopyram	Chlorpyriphos methyl (*)
			Metribuzine	Cypermethrine
			Pendimethaline	Deltamethrine
			Pentachlorophenol (Ø)	Difenoconazole (*)
			S-Metolachlore	Fluopyram
substance quantifiée à plus de 20 %				Lindane (*Ø)
				Metribuzine
				Pendimethaline
				Pentachlorophenol (Ø)
				Permethrine
				S-Metolachlore
				Trifloxystrobine

Cas des métabolites : Durant la CNEP, l'AMPA a été quantifié avec une FQ de l'ordre de 1,3% sur les 8 sites explorés, une concentration moyenne de 0,001 ng/m^3 et une concentration maximum de 0,015 ng/m^3. Ravier *et al.* (2019) ne l'ont pas détecté en région Provence Alpes Côte d'Azur. Par ailleurs, Coscollà *et al.* (2016) reportent les concentrations en divers métabolites mesurés au Canada et en Italie, avec une gamme assez large de concentrations, de quelques 0,1 ng/m jusqu'au ng/m^3.

Cas du lindane : sa fréquence de quantification est >70% pendant la CNEP avec une concentration moyenne annuelle en métropole de 0,06 ng/m^3 et une concentration maximum de 0,85 ng/m^3 (sa FQ dans les DROM est inférieure à celle en métropole, de l'ordre de 11%). Il est présent toute l'année (tout en esquissant un minimum l'hiver semble t il, aussi relevé par l'Observatoire des Résidus de Pesticides (Observatoire des résidus de pesticides (ORP), 2010). Degrendele *et al.* (2016) indiquent que la contamination de l'atmosphère aux organochlorés est en général plus continue dans le temps que celles par les pesticides en cours d'utilisation, avec une corrélation avec la température ambiante. La gamme de concentrations relevée par ces auteurs en République Tchèque sur 2 années de suivi (2012/2013) est comprise entre 0,0005 et 0,22 ng/m^3. Au niveau interannuel, Désert *et al.* (2018) observent une décroissance des concentrations de lindane mesurées en PACA et Corse entre 2012 et 2017, qu'ils

relient à sa lente dégradation dans l'environnement. Toutefois, les concentrations étaient comprises, selon les sites, entre 0,15 et 0,52 ng/m^3 en 2012, ce qui est relativement élevé par rapport aux concentrations observées en 2018/2019 lors de la CNEP. Atmo Haut de France (Aasqa Haut de France, 2020) note également une diminution lors de la CNEP par rapport à 2017 ainsi qu'Atmo Sud (Aasqa Atmo Sud, 2020) comparativement à 2012-2017. Coscollà *et al.* (2016) reportent une gamme relativement large de concentrations renseignées dans la littérature. L'ORP (Observatoire des résidus de pesticides (ORP), 2010) avait déjà noté une décroissance des concentrations entre 2001 et 2006 mais indique que cette décroissance restait à confirmer. Schuster *et al.* (2021) analysent l'évolution des concentrations en HCH, dont le lindane (gamma-HCH) au niveau mondial, dans le cadre du réseau GAPS. L'alpha et gamma HCH semblent tout deux décroitre entre 2005 et 2014 sur la majorité des sites (mais pas aux pôles notamment).

Cas des autres POP et PPP interdits recherchés pendant la CNEP *:* l'oxadiazon et le penachlorophénol ont présenté une fréquence de quantification de l'ordre du % à quelques % à des concentrations moyennes anuelles allant de quelques pg/m^3 à quelques dizaines de picogrammes par m^3 voire au ng/m^3 en concentration maximale pour le pentachlorophenol. Concernant la chlordécone, voir section 1.6.1. A noter que la dieldrine n'a pas été détectée lors de la CNEP. Le mirex a été détecté mais non quantifié, ainsi que l'endrine et le chlordane. L'hepatchlore a eu une FQ de 0,15%. Parmi les autres persistants non POP, le butralin, dichlorane, ethion, fenarinol, flumetralin ont été quantifiés mais avec une FQ ≤ 0,2%, et parmi les interdits non persistants, la bifenthrine et le permethrine ont été quantifiés (entre 0,5 et 2,8 ng/m^3 pour cette dernière et plutôt en sites urbains, a priori du fait de leur usage biocide), ainsi que le diuron, l'éthoprophos, le fipronil, l'iprodione et le linuron, à des FQ de 0,1 à 0,2%. L'acétochlore, le tolyfluanide et le diméthoate ont été détectés mais non quantifiés. D'après Schuster *et al.* (2021), les concentrations en chlordanes, heptachlore et dieldrine, ont été stables au niveau mondial et/ou ont diminué lentement entre 2005 et 2014 dans la majorité des cas, comportement que les auteurs mettent en lien avec une transition des sources primaires vers les sources secondaires (c'est-à-dire la réémission à partir de réservoirs où ces POP ont été accumulés).

A des échelles plus locales, c'est-à-dire en proximité des sources, on peut s'attendre à des niveaux de concentrations plus élevés qu'en sites de fond et à une exposition non seulement à la phase gazeuse et particulaire du pesticide mais également aux gouttelettes de pulvérisation qui auraient dérivé hors de la parcelle traitée. Très peu de jeux de données portent sur l'évaluation des concentrations dans l'air à proximité des parcelles ainsi que reporté par Bedos *et al.* (2020) ; ils sont disparates et couvrent une gamme relativement restreinte de contextes. Au niveau international, deux projets ont été menés récemment afin d'évaluer l'exposition potentielle des riverains aux produits appliqués localement, l'un au Pays-Bas (Vermeulen *et al.*, 2019) et l'autre en Belgique (Ruthy *et al.*, 2019), incluant des propositions de modélisation (voir également le modèle BROWSE par Butler-Ellis *et al.* (2017)) En France, pour information, une campagne Santé publique France (SpF)/Anses est en cours à cette échelle locale pour évaluer la potentielle surexposition des riverains des zones traitées (campagne PestiRiv).

Par ailleurs, comme indiqué plus haut, les données distinguent rarement la phase gazeuse de la phase particulaire, et encore moins la distribution granulométrique des aérosols. Pourtant, cette distinction peut être assez importante lors des études d'impacts écotoxiclogiques ou sanitaires des pesticides ou de leur devenir dans l'atmosphère, effet et processus pouvant dépendre de l'état du composé ou de la taille des aérosols (*cf.* les travaux de dégradation dans l'atmosphère des pesticides selon leur présence en phase gaz ou particulaire (Socorro *et al.*, 2016; Mattei *et al.*, 2019)). Toutefois, quelques travaux ont porté sur ces deux aspects, notamment pour proposer des modèles de partition. Ainsi, d'après Yusa *et al.* (2014), la plupart des données expérimentales sur la distribution des pesticides entre la phase gaz et particulaire s'accordent avec le modèle d'absorption proposé par Harner et Bidleman basé sur le coefficient K_{oa} avec bon accord pour la terbuthylazine qui est essentiellement en phase gazeuse, ainsi que les chlorpyrifos-éthyl et folpel, le tébuconazole, étant essentiellement dans la phase particulaire. Des valeurs seuils de Koa sont proposées pour classifier les composés. Cependant, la pertinence de K_{oa} est discutée par Degrendele *et al.* (2016) qui en identifient les limites selon la nature des composés en le comparant à d'autres paramétrisations proposées dans la littérature, déployées par Wang *et al.* (2021) sur leur jeu de données. Concernant la distribution granulométrique des aérosols, Coscollo *et al.* (2013), à partir d'une campagne menée en France, identifient des composés plutôt présents dans le mode fin (0,1-1 µm) comme le cyprodinil, pendiméthaline, fenpropidin,

fenpropimorph et la spiroxamine ou présentant une distribution bimodale comme l'acétochlore ou le métolachlore avec une concentration maximale dans le mode ultra fin (0,03-0,1 µm). Des concentrations, quoique plus faibles, étaient détectées dans le mode grossier (1-10 µm) dans le cas de l'acétochlore, le cyprodinil, le métolachlore et la pendiméthaline. De même, dans l'étude de Degrendele *et al.* (2016), une majorité des pesticides en cours d'utilisation qu'ils ont pris en considération ont été retrouvés dans le mode fin, avec toutefois des composés (carbendazim, isoproturon, procloraze, et terbuthylazine) présents également dans les aérosols de diamètre supérieur à 3 µm.

Concernant la contamination du brouillard celle-ci ne fait l'objet que d'études très ponctuelles. Woodrow *et al.* (2019) synthétisent quelques données obtenues aux Etats-Unis.

Enfin, peu de travaux portent sur la contribution des pesticides à la chimie atmosphérique mais nous pouvons citer les travaux de Murschell *et al.* (2019) qui indiquent, à partir de leur étude du 2,4D et MCPA, que si localement, les émissions de ces composés ne devraient pas avoir des effets sur la formation d'ozone, les produits d'oxydation issus des herbicides phenoxy implique des fragments de peroxyde, de carbonyle et d'acide carboxylique qui pourraient contribuer à la formation d'aérosols secondaires.

Contexte JEVI: parmi les substances suivies pendant la CNEP, 3 présentaient également des usages EAJ (Emploi Autorisé dans les Jardins) : le 2,4-D, le glyphosate et la pendiméthaline. Les fréquences de quantification de ces composés en sites ruraux, urbains et periurbains sont respectivement de 4,2, 5,2, 2,2% pour le 2,4-D; 63, 64 et 64% pour la pendiméthaline et de 64, 54, 24,5% pour le glyphosate, avec des niveaux de concentrations relativement faibles pour le 2,4-D et le glyphosate. Désert *et al.* (2018) expliquent les fortes fréquences de détection du tolyfluanid, diflubenzuron, cypermethrine, permethrine, imidachloprid, fenpropimorph, et tébuconazole en milieu urbain par leur usage en tant que biocide. Des usages herbicides sont également relevés (2,4-MCPA et DFF).

1.4.3. Les connaissances actuelles permettent-elles de distinguer les différentes sources de contaminations ?

Une analyse des résultats de la CNEP par le LCSQA (2020) a porté sur les typologies de sites urbains/peri-urbains et ruraux. En métropole, le nombre de substances quantifiées est légèrement différent selon la typologie (48, 30 et 43 en milieu rural, péri-urbain et urbain respectivement) avec toutefois des concentrations plus élevées en milieu rural pour les 8 substances aux concentrations >0,1 ng/m^3 (cf. Tableau 4-29) tout en restant du même ordre de grandeur et avec des FQ similaires. Ce constat est retrouvé localement par les AASQA en général. Dans les DROM, 14 composés sont retrouvés en milieu rural et 4 en milieu périurbains. Désert *et al.* (2018) trouvent également que sur 45 composés recherchés en région Provence Alpes Côte d'Azur, 41 sont retrouvés à la fois sur sites rural et urbain, seulement 2 étant uniquement trouvés en milieu urbain (tolyfluanid et diflubenzuron) et 2 en milieu rural (fluazinam et fluoxypyr). Ces résultats montrent une contamination relativement générale avec des niveaux de contamination quelque peu nuancés en lien avec les divers usages et en fonction de la proximité des zones traitées. Par analyse des roses des vents, Désert *et al.* (2018) analysent la contribution du transport régional du folpel et chlorpyrifos depuis leurs zones de traitements respectives vers Avignon et trouvent une bonne concordance. Atmo Occitanie explique la présence de prosulfocarbe à Toulouse par le transport depuis les zones de traitements en périphérie de l'agglomération (Aasqa Occitanie, 2020). En région parisienne, le nombre de composés détectés à Paris intra-muros est plus important qu'en milieu rural (Rambouillet), avec 5 composés spécifiques à la ville : acétochlore, butraline, cypermethrine, fenarinol et piperonyl butoxide mais avec toutefois des niveaux de concentrations moindres dans le milieu urbain. En milieu urbain, on observe des biocides comme la permethrine (analyses des données du LCSQA (2020)); ce qui est également relevé par Wang *et al.* (2021) en ce qui concerne la famille des pyréthrénoides dont la contribution à la charge totale en pesticides dans l'air est plus élevée en milieu urbain aux Etats-Unis.

Dans le cadre de la CNEP, les sites de prélèvements étaient répartis selon des profils d'« ambiance » (*i.e.* grandes cultures / viticulture / arboriculture / maraichage / élevage). D'après le rapport LCSQA (2020), aucun composé n'a pu être exclusivement relié à un profil agricole spécifique, certainement car les sites ne sont pas définis à 100%

par un seul type de profil agricole. Cependant, certaines substances sont plus quantifiées que d'autres selon le profil. Ainsi, sont préférentiellement retrouvées (FQ >20%) en métropole, en plus du lindane et glyphosate retrouvés dans tous les sites avec une FQ >20%, en 1) grandes cultures : prosulfocarbe (FQ=61% pour ce profil), S-métolachlore, pendiméthaline (même si très présente sur tous les profils), triallate, chlorothalonil, chlorpyriphos-methil, propyzamide ; 2) viticulture : folpel (ainsi que la pendiméthaline et le S-métolachlore) ; 3) arboriculture : S-métolachlore, chlorpyrophos-méthyl, folpel, pendiméthaline ; 4) maraîchage : chlorothalonil, folpel, S-métolachlore, triallate, pendiméthaline, prosulfocarbe, propyzamide ; 5) polycultures/élevage : S-métolachlore, pendiméthaline, prosulfocarbe et triallate et 6) sans profil agricole majoritaire (avec profil secondaire GC pour 50% des sites) : prosulfocarbe, chlorothalonil, chlorpyriphos-methil, triallate, S-métolachlore, pendiméthaline, folpel. Il faut noter toutefois une variabilité des niveaux de concentration au sein d'un profil, variabilité attribuée à la spécificité des sites. Quant au lindane, au vu de sa haute fréquence de détection, l'Anses (2020) indique mener un examen approfondi de la situation en recherchant à identifier les différentes sources de ce composé interdit depuis la fin des années 1990 / le début des années 2000 en tant que phytopharmaceutique et depuis 2007 en tant que biocide, et à estimer les expositions agrégées par différentes voies et milieux d'exposition (air ambiant/intérieur, ingestion…).

Enfin, l'identification de la voie d'émission (*i.e.* dérive des gouttelettes de pulvérisation, volatilisation de post-application ou transfert atmosphérique depuis une zone plus éloignée) reste délicate. C'était un des enjeux du projet Casdar Reppair (coordonné par la Chambre d'Agriculture Grand Est) car, selon la voie d'émission, des leviers différents peuvent être mis en œuvre pour limiter ces voies de transferts (*cf.* Chapitre 5). Coscollà *et al.* (2016) en arrivent à la même constatation, relevant que la détermination des sources de pesticides détectés à de faibles niveaux pendant les périodes postérieures à leur utilisation peut s'avérer difficile, ces occurrences hors saison pouvant être dues à la volatilisation, à l'érosion éolienne ou au transport depuis d'autres régions. Ils relatent les résultats de White *et al.* (2006) qui, détectant la métribuzine dans un échantillon prélevé au cours de la nuit plus de deux mois après l'application, ont attribué sa présence à la persistance relative de la métribuzine dans le sol (la demi-vie est de 106 jours) et, par conséquent, à la possibilité d'une volatilisation de la métribuzine du sol après l'application, même 2 mois après.

1.4.4. Les connaissances actuelles permettent-elles de rendre compte de l'évolution temporelle des contaminations, de la rémanence des substances dans l'air ?

A l'échelle saisonnière, les données issues de la CNEP ont été obtenues de manière hebdomadaire entre 2018 et 2019 (avec des prélèvements réalisés sur un nombre variable de semaine selon les profils agrocoles, entre 18 et 34 semaines selon le profil) sauf pour les glyphosate/glufosinate et AMPA pour lesquels la durée des prélèvements étaient de 48 h (LCSQA, 2020), une concordance globale de la contamination de l'atmosphère avec les périodes de traitements est observée avec des périodes plus contaminées en octobre-décembre et avril-juin en Grandes Cultures (et une présence toute l'année), juin-septembre en viticulture, plus lisse mais avec max en juin et aout pour arboriculture, homogène en maraichage (Figure 4-34). Cette saisonnalité est également reportée dans les fiches synthétiques proposées dans le cadre du projet REPPAIR (Chambre régionale Grand Est, fiches Reppair, 2021[15]). Notons toutefois une contamination observée tout au long de l'année, ainsi que relevé par exemple par AirParif (Aasqa AirParif, 2020).

Ces constations rejoignent celles de Coscollà *et al*. (2016) reportant des travaux montrant que les concentrations atmosphériques de pesticides en cours d'utilisation sont corrélées à la proximité de l'échantillonnage par rapport aux zones sources et que l'occurrence est généralement liée à l'utilisation locale (à pondérer toutefois car certains travaux aux Etats-Unis ont montré que la quantité de pesticides utilisée dans une région particulière des États-Unis n'était que légèrement corrélée à la fréquence de détection, et non avec les concentrations moyennes, en lien avec le fait que la présence d'un pesticide dans l'air dépend de son utilisation, mais aussi de la distribution G/P, des dépôts secs et humides, du transport et de la dégradation atmosphérique). Néanmoins, les auteurs indiquent que

[15] https://grandest.chambre-agriculture.fr/agro-environnement/qualite-de-lair/reppair-suivi-des-produits-phytosanitaires-dans-lair/

l'on s'attend à ce que la concentration globale à l'échelle régionale soit plus élevée au cours de la période où un pesticide donné est appliqué sur de grandes surfaces, générant une saisonnalité dans l'évolution des concentrations, même si, pour certains pesticides en cours d'utilisation détectés, il n'est pas toujours évident de savoir si leur concentration et leur fréquence dans l'air sont associées à une utilisation locale et/ou au transport à longue distance à partir d'autres sources.

Figure 4-34. Evolutions temporelles des concentrations dans l'air observées pendant la CNEP 2018-2019, présentées par profils d' « ambiance » (LCSQA, 2020).

Une analyse de l'évolution temporelle des concentrations avait été menée par l'ORP (Observatoire des résidus de pesticides (ORP), 2010) restituant les travaux d'une Groupe de Travail constitué de diverses AASQA et ayant pour objectifs 1) d'élaborer les prémisses d'une stratégie nationale de surveillance des pesticides dans l'air et 2) de capitaliser et valoriser les informations et l'expérience des AASQA. Outre la proposition d'un d'échantillonnage s'appuyant sur des prélèvements hebdomadaires sur 22 semaines dans l'année, le groupe a produit un atlas des mesures réalisées entre 2001 et 2006. L'analyse de ces données a permis d'élaborer un profil d'évolution annuelle pour les molécules les plus recherchées et de tenter de rassembler des molécules ayant des comportements similaires. Cependant, cela n'a pas été toujours possible, les comportements n'étant pas stables d'une année sur l'autre.

A l'échelle pluriannuelle, une analyse comparative de la contamination de l'atmosphère lors de la CNEP (2018/2019) rapportée à la contamination observée entre 2002 et 2017 renseignée dans la BD PhytAtmo est présentée dans le rapport Anses (2020) en termes de fréquences de quantification. A noter que les auteurs de ce rapport relèvent la difficulté à analyser l'évolution plurianuelle des concentrations dans l'air pour certains pesticides en lien, en plus de l'évolution possible des limites de détection/quantification, avec la forme chimique analysée qui peut différer dans le temps. Parmi les composés communs entre la BD Phytatmo et la CNEP, c'est le cas pour le 2,4-D, la bifenthrine, le chlordane, le dimethanamid-p et le S-métolachlore. Ceci représente un point de vigilance important qui nécessite de comparer si possible les formes chimiques identiques (par ex. Bromoxynil et heptachlore). Parmi les 44 composés ayant fait l'objet d'un suivi assez important avant la CNEP, les composés présentant les FQ les plus élevées pendant la CNEP font également partie des composés les plus quantifiés par les AASQA entre 2002 et 2017 (lindane, pendiméthaline, prosulfocarbe, folpel, chlorothalonil). Cependant, les tendances sont variables suivant les substances puisque puisque certains voient leurs FQ augmenter pendant la CNEP (lindane, triallate, chlorpyriphos-methy et propyzamide), d'autres la voient diminuer (chlorpyriphos-éthyl, piperonyl butoxide, spiroxamine, fenpropidine et tébuconazole) et 5 composés n'ont pas été quantifiés en 2018/2019 alors qu'ils l'étaient auparavant : acétochlore, interdit en 2011, cyproconazole, oxyfluorfène, oryzalin et tolyfluanide (usage uniquement biocide pendant la CNEP).

Cette analyse est complétée par les rapports annuels des AASQA qui mènent une exploitation des données acquises dans leur région, pour lesquelles on peut noter une variabilité des observations. Par exemple, Atmo Nouvelle Aquitaine (Aasqa Nouvelle-Aquitaine, 2020) a ainsi trouvé une augmentation du nombre de molécules détectées ces dernières années sur 2 sites et une diminution sur deux autres sites, avec toutefois une tendance générale à la diminution des concentrations sur les quatre sites pour lesquels il y a un recul de données de 3 ans (Bordeaux, Limoges), 5 ans (Cognaçais) et 16 ans à Poitiers (sauf en 2018). La diminution des concentrations en prosulfocarbe serait liée d'après les auteurs aux contraintes d'application (explication restant à valider au vu du court délai depuis la mise en place de ces contraintes).

Evolution des pratiques agricoles, interdiction de produits, conditions météorologiques ainsi qu'évolution des limites de quantification sont autant de facteurs pouvant expliquer les différentes tendances temporelles observées. Par exemple, Désert *et al.* (2018) observent une tendance à la décroissance des concentrations en PACA et Corse pour un certain nombre de composés, expliquée en partie par une décroissance des ventes dans la région (à l'opposé de ce qui est observé à l'échelle nationale). Aucune tendance claire à la décroissance n'est toutefois observée pour le folpel, la pendiméthaline, le tébuconazole, le PBO, le S-métolachlore, le boscalid ou le prosulfocarb dont les niveaux de concentrations sont restés stables, et il y a même eu une augmentation pour le métazachlore et le propyzamide. La variabilité des conditions météorologiques entraîne une variabilité de la pression parasitaire ce qui peut se ressentir assez directement sur l'usage de fongicides par exemple. Villiot *et al.* (2018) expliquent ainsi la décroissance des concentrations en fongicides observée en 2013 par rapport aux années 2012 et 2014, 2015 par une moindre pression fongique (hiver et printemps froid). Une variabilité interannuelle des concentrations est également observée dans le cadre du projet REPPAIR lors de mesures sur 3 années successives en différents sites en France (Chambre régionale Grand Est, fiches Reppair, 2021[16]).

[16] https://grandest.chambre-agriculture.fr/agro-environnement/qualite-de-lair/reppair-suivi-des-produits-phytosanitaires-dans-lair/

Quant à l'effet de l'interdiction d'usage: Il n'existe que peud'exemples de l'observation de l'effet d'une interdiction sur les niveaux de contamination reportés dans la littérature : le fluzilazole interdit en 2013 n'a plus été détecté entre 2013 et 2017 en PACA (Desert *et al.*, 2018). L'ORP (Observatoire des résidus de pesticides (ORP), 2010) mentionne également qu'« il existe des composés dont l'utilisation a été interdite et qui ne sont plus retrouvés dans le compartiment atmosphérique aussitôt l'arrêt de leur utilisation ». Cependant, ceux-ci ne sont pas listés. Cette analyse serait à approfondir.

1.5. Contamination des interfaces par les produits phytopharmaceutiques

1.5.1. Interface sol / eau douce

Le **transfert du sol vers l'eau** peut essentiellement avoir lieu en surface du sol par ruissellement ou érosion (vers eaux de surface) ou après percolation dans le sol, par lixiviation pour les formes dissoutes ou lessivage pour les formes adsorbées (vers eaux souterraines, potentiellement connectées à des eaux de surface). Ces transferts peuvent avoir lieu sous forme dissoute, en co-transport avec adsorption sur des matières en suspension ou colloïdales ou par chemins préférentiels. Indépendamment des composés, le risque de transfert dépend des conditions locales (ex. pente, pluies autour de la date d'application), des propriétés du sol (ex. structure, teneur en matière organique, en argile, en oxydes métalliques) et des pratiques (ex. labour, modalités d'application) (Vereecken, 2005). De plus et globalement, le risque de lixiviation des PPP organiques est évalué *a priori* sur la base des GUS (Groundwater Ubiquity Score) calculés à partir des coefficients K_{oc} et des DT50 (GUS = $\log_{10}$(DT50) x (4 - $\log_{10}$(K_{oc}))) : plus ce coefficient est élevé plus le potentiel de lixiviation est élevé, même si d'autres propriétés telles que leur solubilité interviennent (Elliott *et al.*, 2000). Ainsi, par exemple parmi les néonicotinoïdes, l'imidaclopride, le thiaméthoxame, la clothianidine et le dinotéfurane auraient un fort potentiel de lessivage (GUS > 3,5). A l'échelle de la France, Baran *et al.* (2021) ont montré un lien entre la contamination des eaux souterraines et les quantités vendues (ou les interdictions), par exemple pour le métolachlore ou l'atrazine, mais la pluviométrie intervient également pour d'autres composés comme l'isoproturon et le chlorotoluron. Les raisons du décalage entre l'arrêt d'utilisation de PPP et l'amélioration de la qualité d'eaux souterraines ont été analysées dans le cas de l'atrazine pour une nappe du Val d'Oise (Gutierrez et Baran, 2009).

Crabit *et al.* (2016) et Della Rossa *et al.* (2017), dans deux bassins versants différents de la Martinique (Pérou et Galion), ont calculé que la contamination des rivières par la **chlordécone** avait essentiellement lieu par les aquifères et par écoulement des eaux souterraines. Donc le transfert de la chlordécone par lessivage est le processus majeur, malgré les fortes capacités d'adsorption du composé. Cependant, le transfert par ruissellement de chlordécone adsorbée sur des particules a aussi lieu (Mottes *et al.*, 2016). De plus, le changement de système de culture et l'utilisation croissante de glyphosate sur des sols contaminés par la chlordécone restreint le couvert végétal et donc augmente le risque d'érosion, d'où un transfert augmenté (Sabatier *et al.*, 2021), en plus de la diminution du taux de matière organique dans les sols qui pourrait favoriser le transfert par lessivage (Sierra et Richard, 2021). Les produits de déchloration seraient plus mobiles que la chlordécone (Ollivier *et al.*, 2020).

Quelques évaluations du transfert sur le terrain ont été réalisées en France. Ainsi, le transfert du **cuivre** à partir de vignes a été évalué par Van der Perk *et al.* (2006). Ces auteurs ont démontré que l'érosion des sols viticoles est une source importante de pollution par le Cu des eaux de surface dans la région viticole méditerranéenne. L'export était en moyenne de 0,74 kg Cu/ha/an et 1,02 kg/ha/an, pour les 2 parcelles de vigne étudiées, l'export étant supérieur pour la vigne présentant une pente supérieure. Cet export peut se déposer en bordure de vigne ou atteindre le cours d'eau. Cette étude a été récemment corroborée par l'évaluation à l'échelle européenne des potentiels transferts du cuivre de sols de vignes vers les eaux, qui ont été cartographiés (Droz *et al.*, 2021). Les alternances de précipitations et de périodes d'aridité (comme dans la région méditerranéenne) induisent un risque supérieur de transfert, surtout si la teneur en matière organique du sol est faible et la pente importante. Dans le Beaujolais, Rabiet *et al.* (2015) ont estimé que 70% de l'export « basal » du cuivre avait lieu en phase dissoute, alors que 90% de celui du zinc avait lieu en association avec des particules. Toutefois, lors d'évènements pluvieux intenses, les mêmes auteurs observent que la fraction particulaire devient dominante y compris pour le cuivre

(74-80%) et que l'abondance de particules lors de ces évènements conduit à un transfert très important dans un temps bref (en cumul, plus de 90% sur moins de 17% du temps d'observation). L'effet du climat sur le transfert non seulement de cuivre, mais aussi de zinc et de 12 PPP organiques a été évalué dans le contexte viticole d'Alsace en 2015-2016 (Imfeld *et al.*, 2020). L'intensité des précipitations favorise le transfert par ruissellement de Cu et Zn, mais seuls les évènements pluvieux intenses, qui jouent sur la structure du sol, impliquent aussi l'export de PPP organiques, y compris ceux épandus longtemps auparavant (ex. triazines). Les plus récemment épandus sont d'autant plus susceptibles d'être exportés par ruissellement que le délai entre épandage et pluie est court (particulièrement les dimethomorph, pyriméthanile et metalaxyl-M). A l'échelle de l'Europe, la contamination d'eaux de surface par drainage de parcelles agricoles a été montrée comme étant liée au débit des drains, aux variations saisonnières de précipitation, à l'adsorption des PPP dans le sol (Kd voire Koc) et leur DT50, au délai entre l'application et le premier évènement pluvieux ainsi qu'à la teneur en argile des sols (Brown et van Beinum, 2009; Alvarez-Zaldívar *et al.*, 2018). La plupart des études françaises sur le transfert des PPP organiques de la parcelle au milieu aquatiques ont été réalisées en vignobles (Louchart *et al.*, 2004; La Jeunesse *et al.*, 2015; Lefrancq *et al.*, 2017). Toutes ces études présentent des fortes concentrations en PPP variés dans le ruissellement juste après les épisodes de pluie.

Pour évaluer l'origine de la contamination de PPP organiques, Elsner *et al.* (2010) ont proposé d'utiliser **l'analyse isotopique** spécifique de composés (CSIA : compound specific isotope analysis). Cette méthode utilise les décalages de rapports isotopiques (par ex. $^{12}C/^{13}C$ ou $^{15}N/^{14}N$) entre les PPP et leurs produits de transformation pour évaluer la dégradation ou la persistance ainsi que la source de telles contaminations. Alvarez-Zaldivar *et al.* (2018) ont démontré l'applicabilité de cette méthode dans le cas du S-métolachlore et de ses produits de transformations dans un bassin versant alsacien de 47 ha : ils ont ainsi évalué que 88% du PPP était dégradé et 8% exporté vers les eaux. Les auteurs indiquent toutefois que la méthode d'évaluation CSIA ne semble utilisable que pour des taux de dégradation supérieurs à 75% ($\Delta\delta^{13}C$ > 2‰) et qu'elle nécessite des éléments de connaissance concernant à la fois le mode d'export (ruissellement ou drainage, particulaire ou dissous) et une calibration par des dosages, au moins dans un premier temps.

Kattwinkel *et al.* (2011) ont établi par **modélisation** une carte du potentiel de transfert d'insecticides par ruissellement du sol vers les eaux de surface, sur la base des pratiques en 1990 (Figure 4-35).

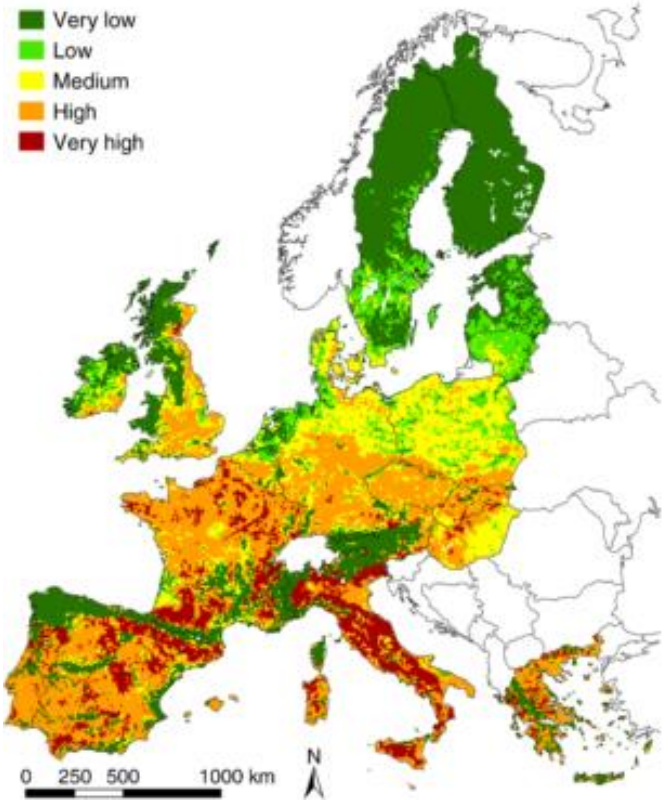


Figure 4-35. Carte établie par modélisation du potentiel de transfert d'insecticides par ruissellement vers les eaux de surface, sur la base des pratiques en 1990 (Kattwinkel *et al.*, 2011)

Contrairement au cas général des PPP organiques, le risque de transfert du **glyphosate** n'est pas en accord avec son K_{oc} (1 424) et donc son GUS (-0,29), car la matière organique ne joue pas un rôle prédominant pour sa rétention dans le sol, plutôt conditionnée par les phases minérales (Vereecken, 2005) et la structure du sol (Borggaard et Gimsing, 2008). De ce fait, les risques de transfert de ce composé et de l'AMPA sont particulièrement élevés en sol urbains dont la structure et les propriétés sont souvent assez spécifiques suite à des remaniements ou apport de matériaux (Grandcoin *et al.*, 2017; Meftaul *et al.*, 2021). Le risque de transfert du glyphosate et de l'AMPA par le vent et par l'eau a été évalué par Silva *et al.* (2018) en contexte agricole. Ces auteurs ont estimé que le risque de transfert éolien était faible en France, mais que l'export par l'eau pouvait être en moyenne, pour l'ensemble des contextes agricoles considérés, de 386 ± 128 mg/ha/an (glyphosate) ou 612 ± 234 mg/ha/an (AMPA) sous forme dissoute mais surtout adsorbée sur les matières en suspension. Ces exports auraient principalement lieu en cultures permanentes (vignes et vergers, où ils seraient supérieurs à 1 g/ha/an). Les travaux de Ouvry *et al.* (2005) sur le transfert du glyphosate en contexte de grandes cultures aboutissent à des conclusions similaires.

Le transfert de divers pesticides **d'usage urbain ou agricole** a été évalué dans le bassin de la Marne, sur la base d'enquêtes sur les usages, menées auprès d'organisations agricoles, de services publics et de particuliers (Blanchoud *et al.*, 2007). Même si les usages urbains étaient largement plus limités que les usages agricoles (47 tonnes/an contre 4 300 tonnes/an), leur contribution à la pollution de la Marne était équivalente (environ 11 tonnes/an dans les deux cas).

1.5.2. Interface eau douce / milieu marin

Les estuaires, les lagunes littorales méditerranéennes, et les baies semi-fermées (ex. : bassin d'Arcachon, abers bretons) constituent des écosystèmes d'interface entre milieu continental et milieu marin. Ces écosystèmes dits « de transition » sont les exutoires des bassins versants et participent ainsi au transfert des apports continentaux vers le milieu marin littoral. A ce titre, ils jouent parfois le rôle de zones tampons vis-à-vis du milieu marin, en permettant le piégeage des contaminants pendant des échelles de temps plus ou moins importantes selon le temps de résidence des masses d'eau, leur accumulation dans différentes matrices de manière plus ou moins pérenne et réversible, et parfois leur dégradation partielle ou totale. Dans l'optique de tenter de répondre à des questionnements écologiques majeurs (mortalités d'huîtres, déclin des herbiers, absence ou irrégularités du recrutement des coquillages…), plusieurs réseaux régionaux[17] s'attachent à suivre la dynamique qualitative et quantitative de la contamination par les PPP de certains de ces écosystèmes semi-fermés (i.e. bassin d'Arcachon, lagunes méditerranéennes…) soumis à des pressions croissantes et variées. La pression liée aux PPP est jugée importante sur ces milieux de transition où on retrouve jusqu'à une quarantaine de substances actives simultanément dans chaque échantillon d'eau. Il s'agit essentiellement d'herbicides et de fongicides en lien avec l'activité céréalière des bassins versants autour du bassin d'Arcachon et d'une mosaïque d'activités utilisatrices sur ceux des lagunes, dont la vigne. Les teneurs y sont globalement plus fortes et le nombre de substances suivies plus élevé qu'au niveau des masses d'eau côtières (Figures 4-31 et 4-32). Les estuaires sont des zones de transition plus dynamiques, où les temps de résidence des eaux sont généralement plus courts que dans les écosystèmes précédemment cités. Ils sont caractérisés par la présence d'un bouchon vaseux dont la forte charge en matière organique et matières en suspensions (MES) peut interférer dans le devenir des substances apportées par les cours d'eau jusqu'au littoral. Cette zone peut en effet être un piège pour certaines d'entre elles en particulier celles dont les capacités d'adsorbtion sur les MES sont élevées (PPP hydrophobes), ou parfois une simple zone de transition ou seule la dilution opère induisant un transfert conservatif des substances les plus hydrophiles (Tronczynski *et al.*, 1999; Fauvelle *et al.*, 2018; Briant *et al.*, 2021). Entre ces deux cas extrêmes, Oursel *et al.* (2013) ont par exemple montré que plusieurs métaux traces dont le cuivre se désorbent rapidement à faible salinité, puis se readsorbent partiellement aux MES à plus haute salinité. Le bilan concernant le cuivre est un changement de spéciation qui induit une biodisponibilité potentielle plus importante de ce métal dans la zone de transition puis au-delà. Les données de contamination en PPP issues des zones d'interfaces entre eaux douces et marines sont présentées plus en détails dans la partie marine du présent chapitre.

[17] par exemple : REPAR, OBSLAG… Ces réseaux ont déjà fait l'objet d'une description détaillée dans la section Contamination des eaux marines ci-dessus.

1.5.3. Interface air / autres milieux

A l'interface atmosphère/surfaces, les échanges de pesticides peuvent avoir lieu par dépôts humides (en lien avec la pluie contaminée) ou par dépôts secs c'est-à-dire le dépôt de pesticides présent dans l'air sous forme gazeuse ou particulaire.

Dépôts humides et niveaux de concentrations dans les eaux de pluie

Il faut noter qu'il n'y a pas de surveillance continue de la contamination de l'eau de pluie par les pesticides, les données disponibles proviennent d'études ponctuelles émanant essentiellement d'équipes de recherche et sont peu nombreuses. Au début des années 2000, Bedos *et al.* (2002), synthétisant les travaux menés jusque là en France, indiquent des concentrations dans les eaux de pluie de quelques dizaines à centaines de ng/L mais pouvant atteindre dans leurs valeurs maximales quelques µg/L (cas de l'atrazine, isoproturon, mecoprop ou le parathion méthyl). Scheyer *et al.* (2007) ont analysé l'évolution temporelle de 19 pesticides quantifiés en 2002/2003 à Strasbourg et Erstein en classant les composés selon différents types de dynamique annuelle (détectés épisodiquement ou selon les saisons en fonction de leurs périodes d'application ou en continu comme le lindane) selon la classification proposée par Dubus *et al.* (2000). Blanchoud *et al.* (2002) ont estimé que la contribution moyenne à la contamination de la Marne par l'atrazine pouvait s'élever à environ 10% de la concentration moyenne mesurée dans la rivière (un point de vigilance étant relevé quant au fait que, dans le bassin versant de la Marne, la retombée d'atrazine a été maximale ; dans autres bassins versants où l'atrazine n'est pas utilisé, les concentrations seraient plus faibles). Trajkovska *et al.* (2009), lors de prélèvements d'eau de pluie à Paris quantifient les concentrations en 5 pesticides (dichlobenil, chlorothalonil, cyprodinil, alpha-endosulfan et trifluraline) avec une concentration maximum pour le dichlobenil de 41,3 µg/L. Douze pesticides (6 fongicides, 5 herbicides et 1 insecticide) ont pu être quantifiés sur un site de la zone atelier de la Plaine Val de Sèvres dans l'eau de pluie à des concentrations allant de 0,5 ng/L à 170 ng/L par Decuq *et al.* (2022) qui notent également un effet saisonnier. Les dépôts humides cumulés sur les 9 mois de suivis peuvent atteindre environ 100 mg/ha pour le S-métolachlore et la pendiméthaline. En Suède, Kreuger *et al.* (2017) ont calculé, à partir d'un suivi à long terme des concentrations de pesticides dans les eaux de pluie, des dépôts humides allant de 9 à 800 mg/ha/an, ce qui représente jusqu'à 0,1% de la dose appliquée pour certains composés. En 2011 aux Etats-Unis, Chang *et al.* (2011), analysant la contamination de l'air et des dépôts humides de glyphosate et d'AMPA ont observé ceux-ci dans plus de 60 et 50% des échantillons respectivement. Les auteurs indiquent que si le taux de détection et les niveaux de concentration du glyphosate sont similaires à ceux d'autres herbicides, la concentration maximale en glyphosate est plus importante, atteignant 2,5 µg/L, certainement en lien avec l'usage fréquent de glyphosate pour les cultures OGM. Le dépôt humide de glyphosate + AMPA peut représenter selon la zone, jusqu'à 0,7% de la quantité estimée utilisée sur celle-ci. Solomon (2020) dans sa synthèse sur l'exposition des populations au glyphosate indique que lors d'une étude en Argentine, une concentration maximale de 67,3 µg/L avait été observée avec une concentration médiane à 1,24 µg/L (Alonso *et al.*, 2018) et relève également la présence d'AMPA dans les eaux de pluie. Aux Etats-Unis, Potter *et al.* (2017) ont conclu, après 3 ans de surveillance des précipitations dans un petit bassin versant, que la contamination des dépôts humides devrait être incluse dans l'évaluation des risques liés aux pesticides. Dépôts secs/humides sont mis en regard des contaminations par dérive ou ruissellement par Messing *et al.* (2011) dans des zones humides au Canada situées en proximité de zones agricoles et discutés en fonction des composés.

L'eau de pluie peut également être contaminée par les POP ainsi que renseigné par Teil *et al.* (2004) sur un axe Bretagne-Alsace, concluant à une contribution des dépôts humides à la contamination du bassin de la Seine. Par ailleurs, les auteurs notent une diminution claire de la concentration en lindane dans les dépôts humides entre 1992-1993 et 1999-2000 et, décroissance mise en lien avec l'interdiction du lindane en tant que PPP.

En termes de représentativité spatiale, la contamination de l'eaux de pluie présente un caractère plus intégrateur que la mesure des concentrations en phase gaz ou particulaire, la contamination de cette eau ayant lieu en deux étapes : pendant la formation du nuage et lors de l'épisode pluvieux par lessivage des composés présent dans l'air à ce moment-là (Saint-Jean *et al.*, 2020).

Concernant les eaux pluviales, Zgheib *et al.* (2008) indiquent trois sources de contaminations des eaux pluviales en milieu urbain : le traffic (métaux zinc, cuivre, plomb, cadmimum, Pt, HAP alkylphenols), les immeubles (métaux, monylphenols, PBDEs, phtalates) et les jardins (pesticides et additifs) ; ils ont développé une méthodologie pour identifier les composés à suivre. Appliquant cette méthode, ils présentent des résultats en 2012 (Zgheib *et al.*, 2008) avec pour objectif de déterminer l'impact potentiel des déversements d'eaux pluviales dans les cours d'eau locaux afin d'établir s'il existe ou non un risque de diminution de la qualité des sédiments. Dans leur étude, ils distinguent la phase particulaire et dissoute, et la collecte d'échantillons se fait à la sortie du BV et des égouts pluviaux en 3 lieux (Paris centre, Noisy le Grand et banlieue) avec différentes surfaces en termes de perméabilité. En termes de contamination en pesticides, 6 pesticides ont été retrouvés : diuron (FQ=100%), glyphosate (93%), amino méthyl phosphonic acid ou AMPA (93%), aminotriazole (80%), isoprotuon (60%), et metaldehyde (60%) ; le diuron était très utilisé (avant son interdiction en milieu urbain, remplacé ensuite par le glyphosate). Les auteurs indiquent une probable contamination en herbicide par lessivage des surfaces urbaines imperméables. Gasperi *et al.* (2014) ont exploré la contribution de la contamination des dépôts totaux atmosphériques à la contamination des eaux pluviales sur 3 bassins français (parmi les 30 pesticides recherchés, 19 n'ont jamais été détectés dans l'eau de ruissellement, parmi ceux détectés, glyphosate, AMPA et glufosinate, puis isoproturon, carbendazim et mecoprop, 2,4D et 2,4-MCPA).

Dépôts secs et dérive des gouttelettes de pulvérisation

Le dépôt des gouttelettes de pulvérisation à la surface (également appelé dérive sédimentaire) qui peut engendrer une exposition d'écosystèmes non cibles, a fait l'objet d'un grand nombre d'études et fait l'objet de mesures de gestion (utilisation de matériel limitant la dérive, de zones non traitées ; voir Chapitre 5), il est pris en compte dans le dossier d'homologation. Un groupe de travail FOCUS (FOCUS AIR, 2008) a également proposé un schéma d'évaluation des risques dans le cas du dépôt gazeux à l'échelle locale du composé volatilisé depuis la surface traitée, ce dépôt pouvant concurrencer pour certains composés les dépôts liés à la dérive des gouttelettes de pulvérisation (Fent, 2004; Bedos *et al.*, 2013). Ces deux voies de transfert doivent donc être considérées dans l'exposition d'écosystèmes non cibles situés en proximité de zone de traitement.

1.6. Focus sur quelques substances spécifiques

Les substances ou familles de substances mises en avant dans cette partie ont été choisies vis-à-vis d'un intérêt sociétal ou d'une problématique scientifique portée par la saisine. D'autres composés pourraient faire l'objet d'une vision croisée inter-compartiment ; les informations à leur sujet peuvent être trouvées séparément dans les differentes parties.

1.6.1. L'insecticide chlordécone

Chlordécone dans les sols

L'insecticide chlordécone a largement été utilisé dans les bananeraies de Martinique et de Guadeloupe de 1972 à 1993, pour lutter contre le charançon du bananier, *Cosmopolites sordidus*, ainsi que dans quelques cultures maraichères et d'agrumes. Ce composé, à structure bishomocubane, est peu soluble dans l'eau (3 mg/L), très lipophile (log Kow 4.5) et donc bioaccumulable, fortement adsorbé sur les sols (K_{oc} 2 000 à 20 000) et très persistant : DT50 prédites de 6-10 dizaines d'années en nitisol, 3-4 siècles en ferralsol et 5-7 siècles en andosol (Cabidoche *et al.*, 2009). Ces variations entre sols viennent de leurs teneurs en matière organique (jusqu'à 100 g/kg, Levillain *et al*. (2012)) et de leurs capacités de sorption, due aux argiles de type halloysite en nitisol, halloysite avec oxihydroxides de Fe *et al* en ferralsol *et al*lophane en Andosol (Cabidoche *et al.*, 2009). Toutefois, la décroissance dans les sols (de surface au moins) pourrait avoir lieu un peu plus efficacement par transfert que par dégradation, mais cela engendre une contamination des milieux aquatiques (Crabit *et al.*, 2016; Sierra et Richard, 2021).

Dans les sols, les travaux ont porté sur les méthodes permettant d'évaluer cette contamination, sa cartographie éventuellement mise en regard avec le type de sol et les pratiques, la modélisation de son évolution potentielle, sa disponibilité pour différents organismes (principalement élevages et cultures, ou pour remédiation), son transfert vers les milieux aquatiques et enfin, récemment, l'effet du glyphosate sur son relargage.

L'extraction de sols de la chlordécone puis son analyse sont relativement délicates. Différentes méthodes ont été proposées : sans extraction par NIRS (Brunet *et al.*, 2009), extraction après séchage et broyage par dichlorométhane/acétone 50/50 (Cabidoche *et al.*, 2009), par liquide pressurisé (ASE, dichlorométhane/acétone 50/50 (Devault *et al.*, 2016) ou acétone/hexane (Mercier *et al.*, 2013)), par ultrasons avec dichlorométhane (Martin-Laurent *et al.*, 2014). La quantification a la plupart du temps été réalisée par GC-ECD, GC-MS ou GC-MS/MS (Garrido Frenich *et al.*, 2003; Amalric *et al.*, 2006), mais parfois par LC-MS/MS (Moriwaki et Hasegawa, 2004; Chevallier *et al.*, 2019). Un standard interne, permettant de compenser en particulier les variations de rendement d'extraction, a parfois été mentionné : hexabromo-hexane (laboratoire LDA26) ou $^{13}C_{10}$-chlordécone (Martin-Laurent *et al.*, 2014).

Depuis 2011, de nombreuses analyses de la chlordécone ont été réalisées dans les sols de surface et des cartes ont été dressées en **Martinique** (Desprats, 2019). Celle présentée en Figure 4-36 a une maille kilométrique, mais des cartes plus fines (maille parcellaire, plus fonctionnelle) sont en cours d'élaboration dans le cadre d'une collaboration entre le BRGM, le CIRAD et différents établissements martiniquais (Chambre d'Agriculture, DAAF, ARS). Globalement, 82% des parcelles cultivées en banane entre 1970 et 1993 présentent un taux de contamination supérieur à la LD (2 µg/kg). Sur l'ensemble des évaluations menées en Martinique jusqu'en octobre 2020 (11 349 hectares correspondant pour 96% à des parcelles agricoles, soit 8,3% de la surface de l'île), 16,9% étaient contaminés à plus de 1 mg/kg, 21,1% entre 1 et 0,1 mg/kg, 13,8% entre 0,1 mg/kg et la LD, et 48,1% en dessous de la LD (Desprats, 2020).

En **Guadeloupe**, la cartographie est moins avancée (Figure 4-37), avec 5 140 hectares analysés : 24% des sols analysés contaminés à plus de 1 mg/kg, 19% entre 1 et 0,1 mg/kg, 8% entre 0,1 mg/kg et la LD, et 48% en dessous de la LD (site https://www.guadeloupe.gouv.fr/Politiques-publiques/Risques-naturels-technologiques-et-sanitaires/Infos-chlordécone/Les-cartes-de-la-chlordecone2/Carte-de-contamination-des-sols-par-la-chlordécone).
Toutefois, ces proportions sont biaisées par le fait qu'environ 78% des analyses réalisées concernaient la zone du « croissant bananier », au sud de Basse Terre. Dans un souci d'efficacité, Rochette *et al.* (2020) proposent de prioriser la suite de cette cartographie sur la base des contaminations constatées dans les cours d'eau.

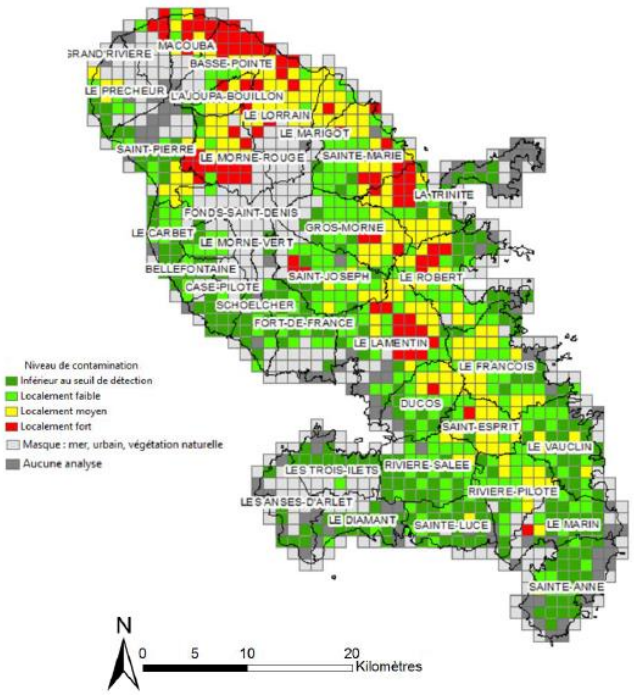


Figure 4-36. Contamination des sols de Martinique par la chlordécone, selon le rapport Desprats (2019).
(Rouge : concentration > 1 mg/kg ; jaune : entre 1 et 0.1 mg/kg ; vert clair : entre 0.1 mg/kg et la LD ; vert foncé : < LD)

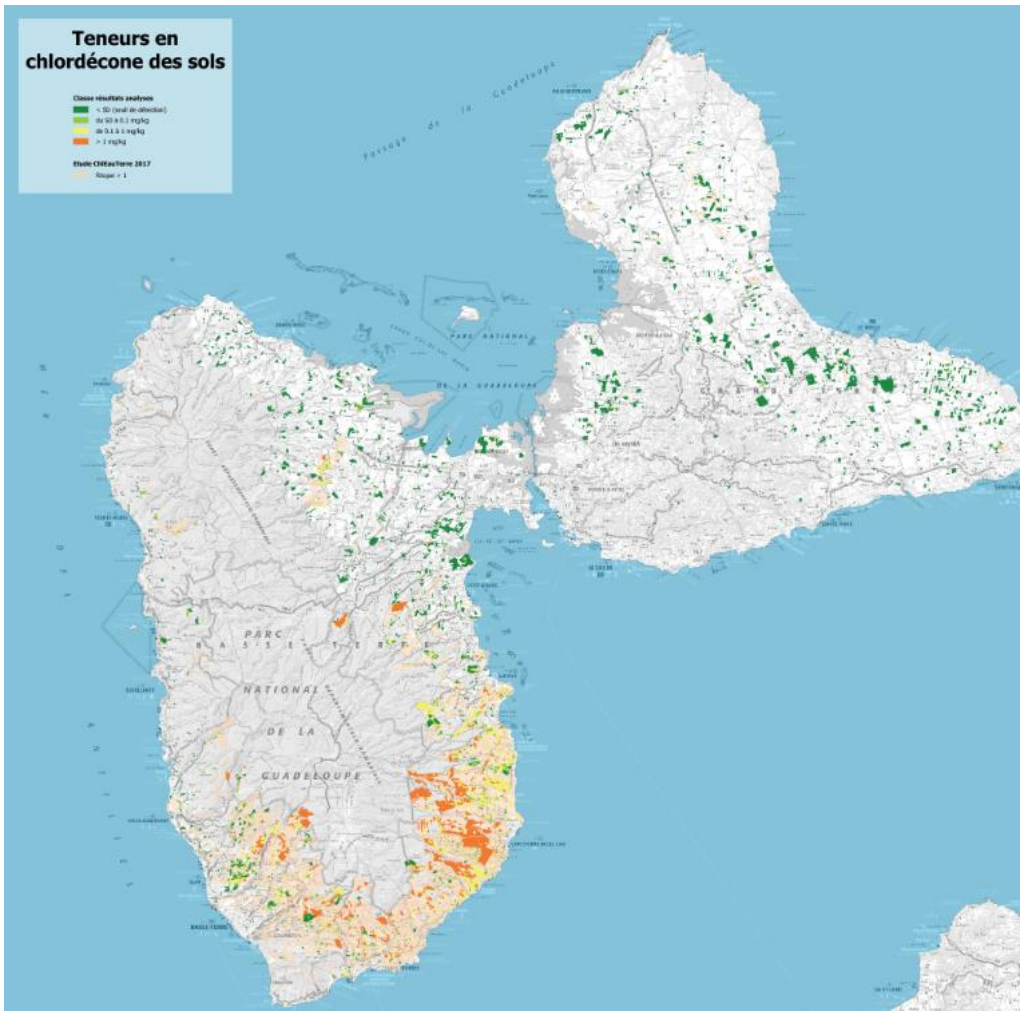


Figure 4-37. Contamination des sols de Guadeloupe par la chlordécone, version 01/06/2021 (https://daaf.guadeloupe.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/A0_Teneurs_V2_cle8f312a.pdf).
(Orange : concentration > 1 mg/kg ; jaune : entre 1 et 0.1 mg/kg ; vert clair : entre 0.1 mg/kg et la LD ; vert foncé : < LD)

Des métabolites de la chlordécone ont parfois été déterminés en parallèle dans des travaux de recherche, les β-monohydrochlordécone (ou chlordécone-5b-hydro) et dihydrochlordécone. Martin-Laurent *et al.* (2014) indiquent ainsi ne pas avoir détecté de dihydrochlordécone mais avoir évalué des teneurs en β-monohydrochlordécone de 649, 23,4 et 9,5 µg/kg en andosol, ferralsol et nitisol respectivement (pour des concentrations moyennes en chlordécone dans ces mêmes sols de 35,4, 1,44 et 1,33 mg/kg, respectivement). Dans la même étude, en fluvisol, la chlordécone présentait une concentration inférieure à 0,2 mg/kg et les métabolites n'étaient pas détectés. Proportionnellement à la chlordécone, le sous-produit chlordécone-5b-hydro est plus abondant en nitisol qu'en andosol (Clostre *et al.*, 2015). Une partie de ce sous-produit pourrait avoir été amenée aux sols comme impureté dans les formulations commerciales, mais l'essentiel provient de la dégradation de la chlordécone (Devault *et al.*, 2016). Une étude plus exhaustive des produits de transformations potentiels (Chevallier *et al.*, 2019) a permis de quantifier de nombreux autres produits de transformation dans des sols (2 andosols, 2 ferralsols et 2 nitisols de Martinique) : un pentachloroindène dans l'ensemble des 6 sols analysés (0,05 à 5 g/kg), des trichloroindène-acide carboxylique (isomères 4 et 7) dans 5 sols (0,01 à 1,2 mg/kg), des tétrachloroindène-acide carboxylique (isomères 4 et 7) dans 4 sols (0,01 à 0,45 mg/kg) et le 10-Monohydrochlordecone dans les deux andosols (0,07 et -0,28 mg/kg). De plus, d'autres produits ont été détectés mais non quantifiés, car à l'état de traces ou faute de standards : des trihydro-chlordecones, des tétra-chloroindènes, un dérivé monohydrochlordécol et deux dichloroindène-acide carboxylique. Par contre, la présence de chlordecol (systématique dans les sols, à environ 0,05 mg/kg) et de 8-monohydrochlordécone (< 0,01 mg/kg) ne serait due qu'à l'apport *via* les formulations commerciales (Chevallier *et al.*, 2019).

La chlordécone étant fortement adsorbée sur les sols, selon leurs propriétés et leur teneur en matière organique, sa biodisponibilité peut être questionnée (Levillain *et al.*, 2012), voire diminuée par apport de carbone (Woignier *et al.*, 2013). Malgré tout, la bioaccumulation de chlordécone a été démontrée dans différents types de cultures et (e.g. Cabidoche *et al.*, (2012)) dans les animaux d'élevage (e.g. canards, Jondreville *et al.* (2014), ou bovins, Collas *et al.* (2019)). Proportionnellement à la chlordécone, le sous-produit chlordécone-5b-hydro est plus absorbé dans les plantes et plus transféré vers le haut des parties aériennes (Clostre *et al.*, 2015). Ainsi, l'exposition des organismes terrestres phytophages peut varier selon qu'ils consomment les parties souterraines ou aériennes.

En conclusion, la contamination des sols de Martinique et de Guadeloupe par la chlordécone a fait l'objet d'un nombre conséquent et croissant d'études. Elles démontrent globalement une situation dont la gravité justifie pleinement cet effort de recherche.

Chlordécone dans les eaux douces

Dans les DROM, la chlordécone reste très rémanente dans toutes les matrices aquatiques (par exemple dans l'eau (Rochette *et al.*, 2020), les sédiments (Coat *et al.*, 2011), le biote (Coat *et al.*, 2006)) longtemps après interdiction d'utilisation sur les cultures de bananes. Des pics de concentrations jusqu'à environ 43 µg/L ont été relevés dans l'eau d'une rivière en Guadeloupe en 2006 (Rochette *et al.*, 2020) et jusqu'à 23 µg/L en Martinique en 2013 (Della Rossa *et al.*, 2017). Monti *et al.* (2007) ont mesuré des concentrations jusqu'à presque 5 mg/kg de poids sec dans des poissons et des crustacés prélevés dans une rivière de Guadeloupe en 2005. Anckaert *et al.* (2019) mentionnent que la chlordécone participe avec ses produits de transformation à 95% de la pollution observée lors du suivi 2018 dans les eaux de la Martinique.

Chlordécone en milieu marin

Dans les milieux marins des Antilles, on retrouve principalement la chlordécone dans le biote, compartiment très bien décrit (cf. Tableau 4-21), mais aussi dans l'eau (cf. Tableau 4-27), les sédiments (cf. Tableau 4-25) et même adsorbée sur des microplastiques (Sandre *et al.*, 2019). En Martinique, **dans le cadre du diagnostic DCE 2019, la chlordécone était présente dans toutes les masses d'eau côtières suivies et a entraîné le déclassement systématique** en « moyen » de l'état écologique, sauf pour une masse d'eau (Impact Mer, 2021). **Concernant le biote, la teneur en chlordécone de plus d'une centaine d'espèces marines différentes a été mesuréee (Coat *et al.*, 2006; Bodiguel *et al.*, 2011; Coat *et al.*, 2011; Dyc *et al.*, 2015; Dromard *et al.*, 2016; Dromard *et al.*, 2018; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020)**. Tous les niveaux trophiques des écosystèmes de mangroves, d'herbiers et de récifs coralliens sont concernés et plusieurs espèces sont décrites par niveau trophique, allant des producteurs primaires jusqu'aux mammifères marins, si bien qu'**il s'agit de la meilleure description de l'état de contamination de la chaine trophique par un PPP reportée sur ces 20 dernières années en France**.

Les apports de chlordécone à la mer sont très dépendants des précipitations aux Antilles, ce qui semble souligner que la principale source aujourd'hui encore de cette substance reste le lessivage/érosion des bassins versants plutôt que les remises en suspension sédimentaires (De Rock *et al.*, 2020) (Figure 4-38).

La contamination du milieu ambiant et de la faune marine des Antilles par la chlordécone suit un gradient décroissant depuis la côte vers le large (Bodiguel *et al.*, 2011; Dromard *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020). L'étude de la saisonnalité met en évidence des situations contrastées selon les écosystèmes et les espèces, aucune tendance générale ne ressort jusqu'à présent. Les résultats des analyses isotopiques réalisées sur les différents maillons trophiques confirment deux modes de contamination de la faune marine. Le premier résulte des variations du niveau de contamination ambiant, il s'agit d'une contamination par « bain ». Le deuxième phénomène est une contamination par voie trophique. Plusieurs études rapportent aussi une bioamplification le long des réseaux trophiques, depuis les producteurs primaires jusqu'aux espèces de rang trophique élevé tels que les carnivores de deuxième ordre (facteur de bioamplification trophique estimé entre 1,4 et 1,9) (Coat *et al.*, 2006; Bodiguel *et al.*, 2011; Coat *et al.*, 2011; Dyc *et al.*, 2015; Dromard *et al.*, 2016; Dromard *et al.*, 2018; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020). Le lieu de vie et le mode d'alimentation ont été identifiés comme jouant un rôle

important sur les niveaux de contamination. Ainsi, toutes les espèces ne bioaccumulent et ne dépurent pas la chlordécone de la même manière. Une diminution des niveaux de contamination a par exemple été observée au cours de la vie de la langouste blanche *Panulirus argus*, principalement attribuée à une migration de l'espèce vers le large entre les phases juvénile et adulte. **La chlordécone est également quantifiée dans le compartiment biote de Polynésie française et de Nouvelle Calédonie par plusieurs auteurs** (cf. Tableau 4-23), **alors même qu'elle y est également interdite d'usage.** Mais en raison de sa forte rémanence dans les sédiments (plusieurs centaines d'années) (Roche *et al.*, 2011; Dromard *et al.*, 2018), il est difficile de dire si les teneurs observées sont dues à des usages récents ou passés de ce PPP sur ces îles. Les teneurs rapportées sont toutefois bien plus faibles qu'aux Antilles. Les schémas de bioaccumulation et de bioamplification semblent les mêmes en Nouvelle-Calédonie que ceux rapportés aux Antilles entre espèces de mêmes rangs trophiques. En revanche, ils diffèrent assez nettement dans la chaîne trophique des récifs coralliens de Moorea et Wallis & Futuna, où la concentration en chlordécone diminue avec le rang trophique, tout comme les cinétiques de l'aldrine et de l'hepatchlore (Fey *et al.*, 2019). Les auteurs émettent l'hypothèse de mécanismes de métabolisation dans le biote pour ces substances faiblement hydrophobes, mais les différences avec la Nouvelle-Calédonie d'une part et les Antilles d'autre part posent question.

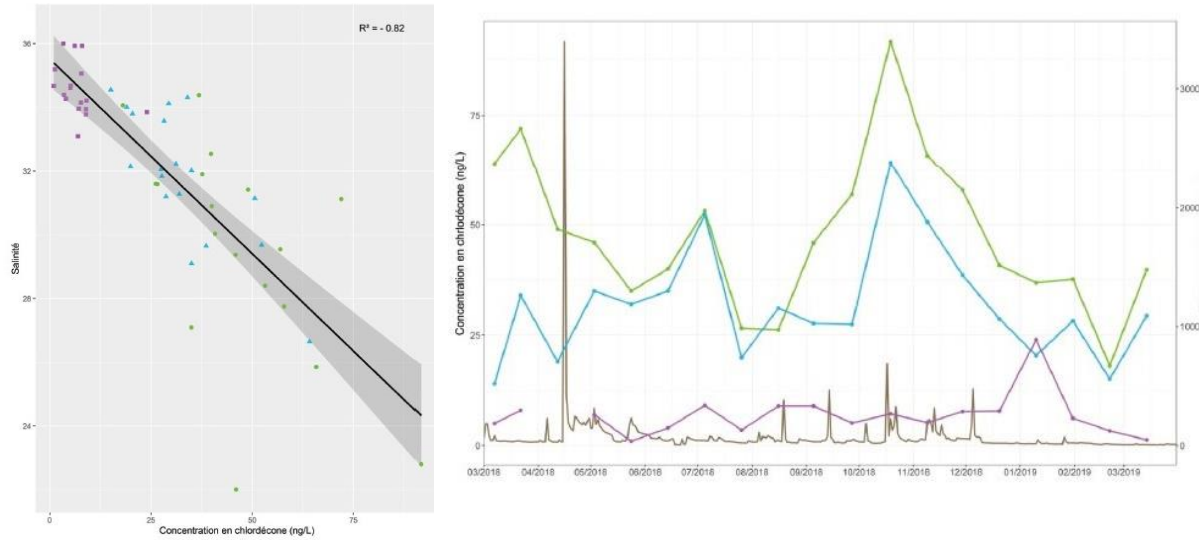


Figure 4-38. Relation entre la concentration en chlordécone dissoute et la salinité (**à gauche**), et évolution des teneurs en chlordécone dissoute en trois points de la Baie du Galion en Martinique (selon un gradient côte-large : vert/bleu/mauve) en fonction des flux de chlordécone apportés par la rivière du Galion (noir) (**à droite**) (d'après De Rock *et al.* (2020)).

Chlordécone dans l'air

La chlordécone n'a pas été détectée lors de la CNEP alors que recherchée en Guyane et Martinique et malgré une amélioration de la limite de quantification d'un facteur 10 lors de la CNEP.

1.6.2. L'herbicide glyphosate

Glyphosate dans les sols

Le glyphosate est le PPP le plus largement utilisé : ainsi, en 2017, il représentait 31% des herbicides vendus en France. Ces ventes correspondaient à de l'ordre de 9 110 à 10 070 tonnes de matière active par an entre 2013 et 2017, dont environ 95% étaient utilisés en agriculture (Antier *et al.*, 2020). Les principaux usages agricoles concernent la préparation de site avant ensemencement ou juste après, sur cultures de céréales, de maïs, de colza, pour le renouvellement de prairies, ainsi que l'entretien en vignes et vergers. Jusqu'à ces dernières années (loi Labbé), il a également été utilisé pour l'entretien des JEVI. Malgré son caractère très hydrophile (log K_{ow} = -3,2, solubilité dans l'eau 10,5 g/L), le glyphosate présente des capacités d'adsorption élevées dans certains sols, ce

qui peut limiter dans certains cas à la fois son transfert vers les eaux et sa biodégradation. Sa rétention dans les sols serait ainsi globalement favorisée par un pH ou une teneur en phosphate faibles, ou par des teneurs en argile, en cuivre, et/ou en oxydes de fer et d'aluminium élevées (Vereecken, 2005; Nguyen *et al.*, 2018; Meftaul *et al.*, 2021). Toutefois, l'importance relative de ces caractéristiques ne fait pas consensus. Par exemple, Nguyen *et al. (2018)* ont déterminé que les facteurs les plus déterminants étaient l'acidité échangeable (H^+ *et al*$^{3+}$), les ions Ca^{2+} échangeables et le potassium extractible au lactate ammonium, alors que Dollinger *et al.* (2015) ont évalué comme déterminants la CEC (capacité d'échange cationique), la teneur en argile, le pH et la matière organique, ou Gimsing *et al.* (2004) le pH et dans une moindre mesure les oxydes de fer mais pas du tout la matière organique ou l'argile. Par contre, un consensus semble exister autour de la vitesse de biodégradation très variable et influencée par le sol : plus le composé y est retenu, moins il est biodégradable (Mamy *et al.*, 2005; Vereecken, 2005), avec des demi-vies allant de quelques jours à plusieurs mois. Mais il a été prouvé en laboratoire que le glyphosate adsorbé restait biodégradable (Schnurer *et al.*, 2006). Quand le glyphosate est incorporé dans une plante avant de parvenir au sol avec les résidus végétaux, sa persistance est allongée (Mamy *et al.*, 2016). Quand des volailles sont nourries avec des cultures OGM glyphosate-résistantes, leur fumier (même après 8 mois de stockage) peut s'avérer si concentré en glyphosate (158 mg/kg) qu'après épandage sur une culture, le fumier n'a plus une action fertilisante mais perturbe le développement des végétaux, ce qui montre une biodisponibilité (Muola *et al.*, 2021). Parmi les produits de dégradation potentiels du glyphosate (Sviridov *et al.*, 2015), seul son métabolite principal l'AMPA (aminomethylphosphonic acid) est en général recherché dans l'environnement. Son adsorption, sa dégradation, et son transfert vers les eaux ont fait l'objet d'une revue relativement récente : fortement adsorbé au sol, l'AMPA se dégrade lentement, peut atteindre les aquifères mais pas les nappes profondes et être transporté par ruissellement sous forme adsorbée (Grandcoin *et al.*, 2017).

Le glyphosate et l'AMPA peuvent être quantifiés en utilisant la même méthode d'analyse. Toutefois, le dosage de ces composés demande une méthode spécifique et délicate à mettre en œuvre, à cause des caractéristiques de ces composés : caractère ionique et complexant, forte polarité et solubilité dans l'eau, faible solubilité dans les solvants organiques courants, évaporation difficile, faible masse moléculaire, absence de groupe chromophore ou fluorophore (Valle *et al.*, 2019). L'extraction à partir de sol, du glyphosate comme de l'AMPA est délicate (adsorption forte, complexation avec les cations métalliques ou Ca^{2+}) et une dérivation est indispensable avant analyse chromatographique par GC ou LC. Depuis la fin des années 1990/début des années 2000, la recherche de méthodes performantes a conduit à de nombreuses propositions (Valle *et al.* (2019) et références incluses). Cependant les diverses méthodes permettent d'obtenir des rendements d'extraction et des LQ très variables, variables également selon les sols (Todorovic *et al.*, 2013), et donc les résultats issus de leur utilisation pour des dosages dans l'environnement sont délicats à comparer entre eux.

Dans des sols collectés en Europe entre avril et octobre 2015, Silva *et al.* (2018) ont analysé le glyphosate et l'AMPA avec une LQ de 0,05 mg/kg. Comme indiqué précédemment (Silva *et al.*, 2019), ces composés faisaient partie de ceux les plus fréquemment retrouvés. Dans les 30 sols français analysés, le glyphosate a été observé 9 fois (30%) entre la LQ et 0,27 mg/kg et son métabolite AMPA 15 fois (50%) entre 0,07 et 0,54 mg/kg. En France, les teneurs les plus élevées (en glyphosate et/ou AMPA) étaient observées en vignes et vergers. Comme indiqué plus haut, la co-présence du glyphosate et d'autres PPP dans des sols peut modifier le devenir du glyphosate lui-même (par ex. à cause de toxines Bt ou du cuivre ; (Accinelli *et al.*, 2004 ; Dousset *et al.*, 2007) ou du co-contaminant (par ex. la chlordécone ; (Sabatier *et al.*, 2021)). En Italie, Lucadamo *et al.* (2018) ont observé des concentrations en glyphosate dans des lichens (jusqu'à 2,94 µg/g) très variables selon les sites agricoles étudiés ; ils ont interprété ces résultats au regard d'apports aériens avec des sources potentiellement éloignées de plusieurs km (voir Encadré 6-3 « Lichen » du Chapitre 6).

Le glyphosate peut être retrouvé dans des animaux tels que des escargots : 6 mg/kg ps, quand ils sont exposés 168 jours à 10 fois la dose agronomique, selon une étude en laboratoire (Druart *et al.*, 2011a). Dans des escargots exposés en vigne pendant 12 jours suivant un traitement, les teneurs en glyphosate étaient de 4 mg/kg ps et de 8 mg/kg ps en AMPA dans les escargots, pour un traitement du sol estimé (mais non mesuré) de 1,2 mg/kg (Druart *et al.*, 2011b). En parcelles de céréales cultivées de façon conventionnelle dans les Deux-Sèvres, dans des vers de terre prélevés *in situ* (*Allolobophora chlorotica*), les concentrations en glyphosate variaient entre < LD (70 µg/kg)

et 251 µg/kg, et en AMPA entre < LD (65 µg/kg) et < LQ (200 µg/kg), tandis que dans le sol où ils étaient prélevés, les concentrations ont été estimées entre 69 et 179 µg/kg en glyphosate et entre < LD (7 µg/kg) et 73 µg/kg en AMPA (Delhomme *et al.*, 2021). Peut-être à cause du manque de méthode d'analyse ou de connexion entre les chimistes et les écologues, les évaluations d'exposition d'autres animaux tels que les oiseaux sauvages restent à développer (Kissane et Shephard, 2017).

Glyphosate en eau douce

Du fait de son utilisation intensive sur les cultures et en zone urbaine, le glyphosate et l'AMPA, son principal produit de transformation, sont des composés majoritairement retrouvés dans les milieux aquatiques continentaux avec des concentrations pouvant dépasser 1 µg/L en petits bassins versants agricoles ou en milieu urbain (Botta *et al.*, 2009; Reoyo-Prats *et al.*, 2017; Le Cor *et al.*, 2021). Dans les années 2000-2010, la source de contamination urbaine de glyphosate et d'AMPA a été mise en évidence par plusieurs auteurs. Botta *et al.* (2009) ont montré que l'application de glyphosate hors agriculture était responsable des pics de concentrations en période de crue (*via* les déversoirs d'orages) et représentait ainsi une source de contamination non négligeable dans les cours d'eau du bassin versant de l'Orge. Dans cette même étude, l'AMPA a été quantifié dans tous les échantillons et les plus fortes concentrations en ce composé ont été mesurées dans les rejets de stations d'épuration. Les concentrations relevées dans les grands cours d'eau sont, quant à elles, plus faibles et dépassent rarement les 100 ng/L (ex. de la Seine par Mazellier *et al.* (2018). Carles *et al.* (2019) ont réalisé, à partir de plus de 72 000 données de surveillance disponibles dans Naiades, une méta-analyse sur la contamination des eaux de surface par le glyphosate entre 2013 et 2017. Parmi ces données, le glyphosate a été quantifié dans 43% des échantillons d'eau totale (LQ = 0,03 µg/L) et l'AMPA dans 63% (LQ = 0,02 µg/L). Les concentrations fluctuent chaque année en fonction des saisons (Figure 4-39), avec une augmentation du printemps à l'été ; les concentrations en glyphosate augmentant avant celles en AMPA. Une décroissance des concentrations est ensuite observée à partir de l'automne jusqu'à l'hiver.

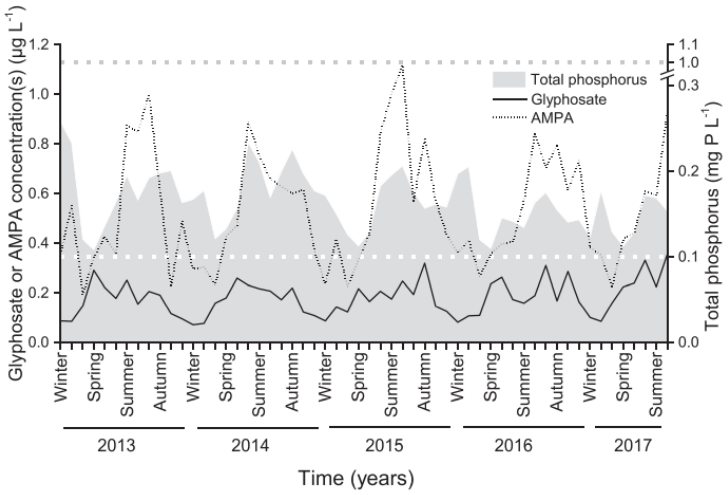


Figure 4-39. Evolution temporelles des niveaux de concentrations moyens en glyphosate et AMPA dans les eaux de surface entre 2013 et 2017 (données issues des suivis réglementaires en France ; source : Carles *et al*., 2019)

Glyphosate en milieu marin

L'herbicide glyphosate et son métabolite AMPA ne sont pas considérés comme des substances prioritaires au sens réglementaire, aussi ils n'ont pas fait l'objet jusqu'à présent de recherches systématiques sur le littoral. La recherche de ces substances dans les eaux marines littorales a longtemps été bridée par des difficultés analytiques conduisant souvent à leur non détection (Comoretto *et al.*, 2007; Farcy *et al.*, 2013; Levesque *et al.*, 2018). Compte tenu de ces difficultés, leur détection en milieu marin est récente, souvent de manière ponctuelle, en aval des cours

d'eau, c'est-à-dire à proximité des sources, où les teneurs sont généralement plus élevées. Thouzeau *et al.* (2001) indiquent des teneurs qui ont commencé à être détectées dès 2000 à la sortie de l'Elorn, en rade de Brest, puis en augmentation rapide ensuite, après l'interdiction d'usage des triazines et des phénylurées (max : 1 800 ng/L) (Thouzeau *et al.*, 2001). Stachowski-Haberkorn *et al.* (2010) montrent un fort lien entre teneur en glyphosate dans le panache de la Charente et les dessalures liées aux épisodes de crues, indiquant que la solubilité de cet herbicide est une caractéristique majeure de son transfert des bassins versants vers le littoral. Ils rapportent des teneurs de 800 ng/L en glyphosate dans ces eaux estuariennes en 2012. La recherche du glyphosate est aujourd'hui intégrée au volet « pesticides » du réseau régional OBSLAG (Observatoire des Lagunes méditerranéennes) (Munaron *et al.*, 2020). Recherché dans l'eau, l'AMPA est retrouvé à des teneurs plus élevées que son produit parent (jusqu'à 958 ng/L d'AMPA et 49 ng/L de glyphosate dans les échantillons d'eau ponctuels des lagunes méditerranéennes en 2017-2019) (Munaron *et al.*, 2020). La capacité de cette substance à se métaboliser sur les sols et dans les eaux a été largement décrite, et sa persistance modérée (demi vie de photolyse entre 30 et 80 jours, jugée non facilement biodégradable)[18] font qu'il est très important de suivre son métabolite en milieu marin compte tenu des temps de transfert qui peuvent être longs entre zones d'usage et littoral et qui augmentent ainsi les chances de transformation de la substance mère. **A ce jour, les études qui ont quantifié le glyphosate et l'AMPA en milieu marin restent rares, mais montrent des niveaux de présence relativement élevés, autour du µg/L, comparativement aux autres herbicides dissous détectés jusqu'à présent.** Compte tenu de l'avancée des techniques analytiques et d'échantillonnage, il est envisageable à l'avenir, de suivre de manière plus régulière et plus systématique ces deux composés, même dans les eaux marines. Cela constitue une priorité tant leur présence est soulignée dans les eaux continentales. L'échantillonnage passif à partir de nouveaux polymères à empreinte moléculaire pourrait permettre de systématiser leur recherche et leur quantification en milieu marin, pouvant faciliter leur future intégration dans les réseaux de surveillance (Berho *et al.*, 2017).

Outre sa présence quantifiée en phase dissoute, le glyphosate est également relevé à des teneurs maximales de 1,7 µg/kg (ps) dans les sédiments marins des lagons calédoniens et de Wallis et Futuna, ainsi qu'à plus de 600 µg/kg (ps) dans plusieurs organismes des récifs coralliens de Nouvelle Calédonie, à plusieurs niveaux trophiques (dont deux poissons de rang trophique élevé), et proches du mg/kg dans des macrophytes (tapis d'algues non définies : 927 µg/kg ps et herbiers marins 692 µg/kg ps) (Fey *et al.*, 2019). Ces données inédites dans le biote marin pour cette substance relativement soluble dans l'eau (S = 10-12 /L)[18], mettent en lumière sa capacité à se bioconcentrer dans les organismes. Jusque là plutôt reconnue comme une substance hydrophile, au faible potentiel à se bioaccumuler (coefficent de partage : log Kow = -3,2)[18], ces travaux soulignent la nécessité d'investiguer plus avant cette caractéristique compte tenu des fortes teneurs retrouvées en zone littorale, notamment en métropole, teneurs pouvant induire une bioconcentration par équilibre de partage entre la concentration du milieu naturel et les organismes qui y baignent.

Glyphosate dans l'air

Lors de la CNEP, le glyphosate a été quantifié sur l'ensemble des 8 sites traduisant ainsi une utilisation généralisée, avec une FQ de 75% en Grandes Cultures, viticulture, arboriculture. Globalement, sa fréquence de quantification est supérieure à 50% en métropole (assez homogène sur l'année) avec une moyenne annuelle nationale de 0,04 ng/m^3 et un concentration moyenne annuelle par site en général < 0,2 ng/m^3 sauf un point à 1,2 ng/m^3. Ravier *et al.* (Ravier *et al.*, 2019) l'ont détecté avec une fréquence en région PACA entre 0% et 23% selon les sites et une concentration maximale de 1,04 ng/m^3. Aux Etats-Unis, Chang *et al.* (2011) dans une zone dans laquelle le glyphosate est fréquemment utilisé sur les cultures OGM notamment, ont détecté le glyphosate dans les particules d'air dans plus de 60% des échantillons avec des concentrations en phase particulaire couvrant une gamme de <0,01 ng/m^3 à 9 ng/m^3 tandis que l'AMPA était détecté dans plus de 50% des échantillons à des concentrations comprises entre <0,01 ng/m^3 et 0,97 ng/m^3.

[18] https://substances.ineris.fr/fr/substance/nom/glyphosate

1.6.3. Les insecticides de la famille des néonicotinoïdes

Néonicotinoïdes dans le compartiment terrestre (sols et organismes)

Les insecticides néonicotinoïdes ont été très largement utilisés en traitement de semences, et dans une moindre mesure en pulvérisation, en application granulaire, dans l'eau d'irrigation ou en injection dans les troncs d'arbres (Simon-Delso *et al.*, 2015). Leur usage en France a progressivement été restreint depuis 1999 et interdit en agriculture en 2018, mais à nouveau autorisé pour les semences de betteraves fin 2020. Par ailleurs, les néonicotinoïdes sont également (et toujours) utilisés dans des médicaments vétérinaires (par ex. contre les puces des animaux de compagnie) et dans des produits biocides tels que les traitements des bâtiments d'élevage ou les appâts contre les nuisibles pour les usages domestiques (www.anses.fr).

Les principaux composés sont l'imidaclopride, le thiaméthoxame, la clothianidine (qui est également un métabolite du thiaméthoxame) et dans une moindre mesure l'acétamipride, le thiaclopride et le dinotéfurane. Globalement solubles dans l'eau (tous > 100 mg/L), ils sont essentiellement adsorbés dans les sols sur la matière organique et les argiles. Leur dégradation, par biodégradation, hydrolyse ou photodégradation, est variable selon les sols (texture, teneur en matière organique, pH) et le climat (humidité, température, lumière), d'où des DT50 dans les sols variant par exemple pour l'imidaclopride de 100 à 1230 jours, le minimum étant observé en conditions sub-tropicales (Bonmatin *et al.*, (2015) et références incluses). En France, la demi-vie moyenne de ce composé a été estimée à 270 jours en traitements de semence (Bonmatin, 2005) et la base de données PPDB indique 104 à 228 jours au champ. Les DT50 dans le sol au champ des autres néonicotinoïdes, sont également très variables, avec un facteur 2 à 23 entre les valeurs minimales et maximales dans PPDB, le maximum étant supérieur ou égal à 100 jours pour la clothianidine et le dinotéfurane (mais susceptibles d'être également élevées pour l'acétamipride, le thiaclopride et le thiaméthoxame, selon Goulson (2013).

Lors d'une large étude sur 74 sols français, Bonmatin *et al.* (2005) ont détecté (LD 0,1 µg/kg) l'imidaclopride dans 91% des sols (en dehors des 7 en culture biologique, sans traces détectables) même si seulement 15% des sites échantillonnés avaient cette année-là servi à la culture de semences traitées. L'imidaclopride était détectée dans 100% des sols ayant reçu des semences traitées cette année-là « n » (maïs, blé ou orge), à une moyenne de 12 µg/kg, et dans 97% des sols utilisés ainsi 1 ou 2 ans avant (n-1 et/ou n-2). Fait notable, les concentrations étaient plus élevées dans les sols qui avaient reçu des semences traitées les 2 ans avant l'échantillonnage (n-1 et n-2, moyenne 8 µg/kg) que dans ceux qui avaient reçu des semences traitées seulement 1 an avant (n-1 seulement, moyenne 6 µg/kg), ce qui indique que l'imidaclopride peut s'accumuler avec le temps dans les sols.

L'exposition de la faune terrestre aux néonicotinoïdes peut avoir lieu *via* les plantes, car ce sont des insecticides systémiques. Ils pénètrent dans les plantes par les racines et/ou les feuilles et sont transportés dans les différents organes, y compris le feuillage, les fleurs, le pollen et le nectar (Bonmatin *et al*. (2015) et références incluses). Par exemple, Bonmatin *et al.* (2005) ont évalué la teneur en imidaclopride dans du maïs dont les graines avaient été traitées par du Gaucho™ (1 mg/graine). La concentration moyenne détectée dans le mélange de tiges et de feuilles au moment de la floraison était de 4,1 µg/kg, avec 76% des échantillons contenant plus de 1 µg/kg (maximum 10 µg/kg), les fleurs males contenaient 6,6 ng/g d'imidaclopride (panicules, max 33,6 ng/g) et le pollen 2,1 ng/g (max 18 ng/g). Dans une autre étude, Bonmatin *et al*. (2005) ont quantifié entre 1 et 10 µg/kg d'imidaclopride dans les capitules de tournesol, avec des variations notables selon le stade de culture et la variété de semence (traitée à 0,7 mg/grain). Dans les 29 pollens de tournesol analysés, seuls 2 contenaient des traces d'imidaclopride. En parallèle, de l'imidaclopride a été détecté dans des capitules de tournesol non traité mais cultivé sur un sol traité les années précédentes (0,1 à 2 µg/kg). En Belgique, Rouchaud *et al.* (1994) ont suivi au cours du temps la teneur en imidaclopride dans une culture de betteraves dont les graines avaient été enrobées à 90 g/ha. La concentration dans les feuilles, qui atteignait initialement 12,4 mg/kg (poids frais), a décru tout en restant supérieure à 1 mg/kg 80 jours après le semis mais s'est avérée inférieure à la LD au moment de la récolte (< 10 µg/kg). Dans les gouttelettes de guttation, potentiellement consommées par des espèces non-cibles, des travaux dans divers pays Européens indiquent des concentrations en néonicotinoïdes de l'ordre de centaines de mg/L au moment de la levée, mais de quelques µg/L seulement après 1 mois (Tapparo *et al.*, 2011; Bonmatin *et al.*, 2015). La

contamination des animaux terrestres, en dehors des abeilles, est abordée dans les différents chapitres traitant des impacts sur les organismes biologiques.

L'exposition des abeilles aux néonicotinoïdes a été démontrée à plusieurs reprises (Bonmatin *et al.*, 2015), y compris en France. Dans des échantillons de pollen, d'abeilles et de miel collectés en 2008-2009 dans des ruches localisées en Pays de la Loire, Wiest *et al*. (2011) ont détecté de l'imidaclopride dans 1% des pollens (max < LQ, donc entre 2,6 et 12 ng/g) et 2% des miels (max < LQ, donc entre 0,2 et 3,9 ng/g) mais rien dans les abeilles (LD 0,4 ng/g). Le thiaméthoxam et la clothianidine, également recherchés dans la même étude, n'ont pas été détectés (LD pollen 2 et 1,4 ng/g respectivement, LD miel 0,3 ng/g pour les deux PPP). Il est à noter que de nombreux autres composés dont des PPP ont été recherchés dans ces matrices, dont 33 observés.

Chauzat *et al*. (2006) ont analysé des pollens échantillonnés dans des ruches en 2002-2003, à 5 périodes et dans des ruchers localisés à 5 endroits (Eure, Yonne, Indre, Gers et Gard). Parmi les PPP observés, l'imidacloprid (LD 0,2 ng/g, LQ 1 ng/g) et/ou son métabolite acide 6-chloronicotinique (LD 0,2 ng/g, LQ 0,6 ng/g) ont été détectés dans 69% des 81 échantillons et quantifiés respectivement dans 13,5% (maximum 5,7 ng/g) et 34,6% (maximum 9,3 µg/kg) des échantillons. La fréquence de détection a peu varié selon la période de prélèvement : 55,6%, 79,2%, 54,2%, 88,2% et 57,1% respectivement en octobre-novembre 2002, mars-avril 2003, mai-juin 2003, juillet-aout 2003 et octobre 2003. Cette étude a été poursuivie jusqu'à fin 2005 : plus globalement, Chauzat *et al*. (2011) ont analysé 185 échantillons de pollen collecté par des abeilles, en France, entre 2002 et 2005. L'imidaclopride a été détectée dans 40,5% d'entre eux à une moyenne de 0,9 ng/g et son métabolite acide 6-chloronicotinique dans 33% des pollens, à une moyenne de 1,2 ng/g. Les fréquences de détection ont significativement baissé en 2005 par rapport à 2003, mais aucune différence n'était observée selon les zones de prélèvement (qui sont peu caractérisées).

Dans une étude de quatre ans (2005-2009) sur différents sites en France, en rotation maïs/colza dont les semences étaient traitées au thiaméthoxame (ou non, *cf*. « contrôle »), les niveaux de contamination en thiaméthoxame et en son métabolite la clothianidine (CGA322704) ont été déterminé dans les tissus végétaux, dans du pollen collecté par des abeilles et quelques nectars collectés par les abeilles (Tableau 4-30). Les concentrations les plus élevées ont été observées dans les tissus végétaux de maïs, mais sont restés inférieurs à la LQ (< 1 ng/g) dans ceux de colza. Les niveaux médians de thiaméthoxame étaient entre <1 et 3,5 ng/g dans le pollen de colza collecté par les abeilles et entre 0,7 et 2,4 ng dans le nectar de colza collecté par les abeilles. Par contre, les concentrations de la clothianidine (métabolite du thimethoxame) sont restées en dessous de la LQ (1 ng/g) dans le pollen comme dans le nectar (Pilling *et al.*, 2013).

Tableau 4-30. Niveaux de contamination médian (et gamme entre parenthèses) en thiaméthoxame et en son métabolite la clothianidine (CGA322704) déterminés dans des tissus végétaux, du pollen et quelques nectars collectés par des abeilles. (Issu de Pilling *et al*. (2013)

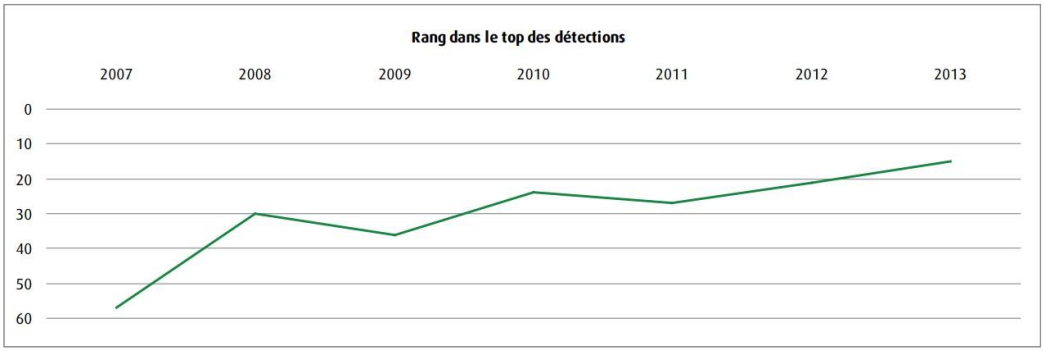
Crop	Location	Sample type	Median Thiamethoxam residue[1] (µg/kg)		Median CGA322704 residue[1] (µg/kg)	
			LOQ = 1 µg/kg		LOQ = 1 µg kg	
			Control	Treated	Control	Treated
Maize	Alsace	Plant	<1	5 (1.3–24)	<1	4 (1.9–10)
		Pollen (bee)	<1	<1 (<1–2)	<1	<1 (<1–2)
Maize	Lorraine	Plant	<1	4.5 (3–6)	<1	4.5 (4–6)
		Pollen (bee)	<1	<1 (<1–1)	<1	<1 (<1–2)
Maize	Aveyron	Plant	<1	8.5 (6–10)	<1	5.5 (5–8)
		Pollen (bee)	<1	<1 (<1–1)	<1	1 (<1–2)
Oilseed rape	Alsace	Plant	<1	<1 (<1–2)	<1	1 (<1–1)
		Pollen (bee)	<1	1 (<1–1)	<1	<1
		Nectar (bee)	<0.5[2]	1.7[2] (<0.5–3)	<1	<1
Oilseed rape	Picardie	Plant	<1	<1	<1	<1
		Pollen (bee)	<1	<1	<1	<1
		Nectar (bee)	<0.5[2]	0.7[2]	<1	<1

En conclusion, on peut noter que les études de contamination du compartiment terrestre par les néonicotinoïdes sont très centrées sur l'imidaclopride, mentionnent un peu le thiaméthoxame et la clothianidine, mais n'abordent pas (ou très peu) les autres néonicotinoïdes. Par ailleurs, on constate une divergence entre les études en fréquence d'observation de l'imidaclopride dans le pollen (surement liée pour partie aux LD et LQ) : 1-2% pour Wiest *et al.* (2011) mais 40,5% pour Chauzat *et al.* (2011), ou encore 69% pour Chauzat *et al*. (2006) (dont 13,5% quantifiable, +34,6% avec acide 6-chloronicotinique quantifiable). Les préoccupations concernant les effets potentiels des néonicotinoïdes sur les pollinisateurs ont entrainé un nombre conséquent de travaux sur leur exposition (y compris quelques-uns en France), avec des dosages dans les pollens, le nectar, le miel, voire dans les abeilles. Mais, comme indiqué dans un « opinion paper » (van der Sluijs *et al.*, 2013), les multiples voies d'exposition potentielles et la taille de la zone d'activité des pollinisateurs rendent délicats le recensement et la quantification complets de ces expositions.

Néonicotinoïdes en eaux douces

Les revues de Morrissey *et al.* (2015) et Pietrzak *et al.* (2019) mettent en évidence une présence importante de substances de la famille des néonicotinoïdes dans les eaux de surface à l'échelle mondiale. Leur présence avérée dans les milieux aquatiques est liée aux propriétés physico-chimiques qui favorisent leur persistance et leur potentiel de transfert. Ces deux études font la synthèse de l'état des connaissances sur les concentrations en néonicotinoïdes dans les eaux de surface, à partir d'études menées dans le monde entier depuis le milieu des années 1990 (Morrissey *et al.*, 2015) jusqu'à 2017 (Pietrzak *et al.*, 2019). Morrissey *et al.* (2015) indiquent que plus de 80% des 29 études considérées rapportent des concentrations individuelles maximales en néonicotinoïdes qui dépassent les seuils de contaminations ayant des effets durables sur les communautés d'invertébrés aquatiques. D'après Pietrzak *et al.* (2019), imidaclopride, acétamipride et thiaméthoxame sont les 3 néonicotinoïdes les plus souvent retrouvés dans les eaux.

Le rapport du Service de l'Observation et des Statistiques (Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015) fait également apparaître une forte augmentation de la fréquence de détection de l'imidaclopride dans les eaux douces françaises, comparativement aux autres PPP, au cours des années 2007-2013 (Figure 4-40).



Sources : agences de l'eau. Traitements : SOeS, 2015

Figure 4-40. Evolution du rang de détection de l'imidaclopride dans les eaux douces françaises au cours des années 2007-2013 (source : SOeS (2015))

Or dans les références analysées dans ce travail, seulement 4 substances de la famille des néonicotinoïdes ont été recherchées et très peu retrouvées dans la matrice eau. Il s'agit par ordre de citation décroissant de l'imidaclopride (n=13, principalement retrouvé en contexte périurbain dans les études datant de moins de 5 ans (Criquet *et al.*, 2017; Nelieu *et al.*, 2021), du thiaméthoxame (n=2) et de l'acétamipride et clothianidine (recherchés une seule fois chacun mais jamais détectés dans l'eau).

Néonicotinoïdes en milieu marin

Les insecticides néonicotinoïdes sont peu suivis en milieu littoral et marin. Il existe quelques données pour le fipronil et ses métabolites, l'imidacloprid et le thiamethoxam, souvent recherchés par EIP (POCIS) ou directement dans les eaux. Aucune référence issue de Bretagne (Mer Celtique) ou des DROM ne fait état de leur recherche dans l'eau en milieu marin. Recherchés, ils n'ont pas été retrouvés sur le littoral Manche/Mer du Nord dans le cadre d'une étude ponctuelle réalisée par échantillonnage passif (POCIS) (Menet-Nedelec *et al.*, 2018). En revanche, tous les métabolites du fipronil ont été retrouvés en 2018 en estuaire de Seine (teneurs non communiquées) (Mazellier *et al.*, 2018). Sur les deux autres façades maritimes de métropole (Golfe de Gascogne et Méditerranée), l'imidacloprid et le thiamethoxam sont retrouvés assez fréquemment, dans les eaux côtières du bassin d'Arcachon (max. respectivement de 140 et 3,9 ng/L) (Auby *et al.*, 2011; Tapie et Budzinski, 2018), dans celles de transition de l'estuaire de la Gironde (teneur max en imidacloprid de 5,3 ng/L) (Levesque *et al.*, 2018) et des lagunes méditerranéennes (max. respectivement de 28,8 et 2,5 ng/L) (Munaron *et al.*, 2013 ; 2020). L'imidacloprid est également détecté en estuaire de Charente mais sous la LQ et en estuaire de Loire depuis 2006 uniquement (GIP Loire Bretagne, 2013). Le fipronil sulfone est retrouvé dans le bassin d'Arcachon à une teneur maximale de 12 ng/L. Seul l'imidacloprid entraîne un risque chronique pour les écosystèmes lagunaires (dépassement de sa PNEC marine chronique) selon les données écotoxicologiques recueillies de l'étude OBSLAG. Ce risque peut donc être étendu au bassin d'Arcachon compte tenu des données rapportées. Les métabolites du fipronil ne sont que très peu recherchés jusqu'à présent. Dans les lagunes ils ne l'ont pas été. La mise au point récente de leur analyse dans des EIP (POCIS) et leur détection rapportée par Mazellier *et al.* (2018) devrait permettre de systématiser leur recherche et possiblement leur quantification à l'avenir dans les eaux côtières. Aucun insecticide néonicotinoïde n'est rapporté être présent dans les sédiments marins, en revanche, 3 études font référence au fipronil ou à ses métabolites dans le biote marin. Une teneur maximale de 140 µg/kg de fipronil est rapportée en 2005 dans les anguilles de l'étang du Vaccarès (Ribeiro *et al.*, 2008). Ce dernier est aussi retrouvé dans les huîtres du bassin d'Arcachon (max : 0,15 µg/kg), avec son métabolite fipronil sulfone (max : 0,77 µg/kg) (Auby *et al.*, 2007). Enfin on retrouve aussi deux métabolites, fipronil desulfinil et sulfide (respectivement avec des teneurs maximales de 28 et 15 µg/kg ps) dans différents taxons de l'Ile de la Réunion (Turquet *et al.*, 2010b).

Néonicotinoïdes dans l'air

Dans le cadre de la CNEP, aucun composé de la famille des neonicotinonoïdes n'a été recherché (cela fait partie des recommandations de l'Anses (2014) de les rechercher à l'avenir). Désert *et al.* (2018) ont mesuré des concentrations relativement élevées d'imidacloprid (toujours > 1 ng/m^3) mais avec une relativement faible FQ (1 à 2% selon les sites) lors de leur suivi en région PACA entre 2012 et 2017; ils évoquent un possible transport à l'échelle régionale. Dans la base PhyAtmo consultée spécifiquement dans sa version du 10/02/21, la concentration moyenne calculée sur 18 quantifications par diverses AASQA et sur différentes années est de 0,39 ng/m^3 avec une concentration maximum de 2,3 ng/m^3; ce qui est supérieur à la gamme de concentrations indiquée par Coscollà *et al.* (2016) dans la phase particulaire à savoir 0,012-0,014 ng/m^3 ou Raina-Fulton (2015) dans la phase particulaire, à savoir 0,01-0,36 ng/m^3 au Canada. Dans la BD Phytatmo, l'acetamipiride et le thiametoxam ont été détectés une fois (Coscollà *et al.* (2016) indiquent une valeur de 0,018 ng/m^3 pour l'acetamipiride et Raina-Fulton (2015) de 0,006 ng/m^3), le thiaclopride présente une concentration moyenne de 0,17 ng/m^3 sur 17 quantifications, et une concentration maximum 0,47 ng/m^3. Raina-Fulton (2015) a également observé dans l'atmosphère canadienne le clothianidin à des concentrations comprises entre 0,01 et 0,09 ng/m^3, il précise par ailleurs que ce sont les premières mesures de néonicotinoïdes au Canada.

1.6.4. Les fongicides de la famille des SDHI (inhibiteurs de la succinate déshydrogénase)

SDHI en milieu terrestre

Les fongicides SDHI se distinguent des autres fongicides par leur mode d'action (SDHI = Succinate DeHydrogenase Inhibitor). Sur la vingtaine de molécules, 12 sont ou ont été autorisées en France, en traitement

de semences ou pulvérisation de cultures céréalières, de colza, de vignes, de fleurs, de fruits ou de légumes (benzovindiflupyr, bixafen, boscalid, carboxine, fluopyram, flutolanil, fluxapyroxad, isofetamid, isopyrazam, penthiopyrad, penflufen, sedaxane).

Parmi ces composés, seul le boscalid a été recherché dans des sols prélevés en France. Ainsi, Silva *et al.* (2019) ont quantifié (LQ 10 µg/kg) le boscalid dans 87% des 317 sols prélevés en Europe entre 40 et 410 µg/kg mais les données spécifiques à ce composé en France ne sont pas indiquées. On sait cependant qu'en France, il a été quantifié dans les mêmes sols que de l'imidaclopride, du glyphosate (+ AMPA), de l'époxiconazole, de la dieldrine et/ou du folpel. Le boscalid a aussi été un des PPP les plus retrouvés par Pelosi *et al.* (2021) dans les sols de surface prélevés en Deux-Sèvres (85%), associé dans 74% des sols à l'imidaclopride et à l'herbicide diflufénicanil. La concentration la plus élevée, 1 212 µg/kg en céréales, correspondait à 2,3 fois la dose recommandée. Les fréquences de détection et concentrations dans les sols de prairie ou prélevés sous éléments boisés étaient inférieures à celles des sols sous céréales, mais sans que les différences soient significatives. Le boscalid a également été détecté dans 13% des vers de terre prélevés dans les sols de la même étude, à une concentration maximale de 19,8 ng/g. Par ailleurs, dans des abeilles collectées en 2015 en France dans des ruchers symptomatiques (avec mortalité ou comportements anormaux), le boscalid et deux de ses produits de transformation (hydroxylé ou déchloré) ont été détectés. Le boscalid a été détecté dans 10 des 37 ruches mais quantifié seulement 3 fois (37,5 à 331,7 ng/g, LQ 0,1 ng/g). Le métabolite le plus abondant était la forme hydroxylée, entre 0,2 et 36,3 ng/g, dans 8 des 37 ruches (Jabot *et al.*, 2016).

SDHI en eaux douces

Seules 2 substances fongicides SDHI (boscalid et fluopyram) sont recensées dans les études en eau douce de notre analyse. Les concentrations maximales en boscalid dans l'eau (100 ng/L avec une fréquence de détection de 88%) sont relevées pour une étude récente de 2019 dans un cours d'eau de tête de bassin agricole (Le Cor *et al.*, 2021). La présence de fluopyram est mentionnée dans les eaux de surface d'une seule étude en Martinique (suivi de 2016 à 2108) (Anckaert et Mottes, 2019).

SDHI en milieu marin

A notre connaissance, il n'existe pas de données à l'heure actuelle, concernant les fongicides SDHI en milieu littoral.

SDHI dans l'air

Seuls le boscalid et le fluopyram ont été recherchés durant la CNEP. Le boscalid n'a pas été quantifié dans les DROM, sa fréquence de quantification en métropole est de l'ordre de 1% avec une concentration moyenne annuelle de 0,006 ng/m^3. Il a été identifié par l'Anses (2020) parmi les 32 substances à suivre pour raisons sanitaires. Le boscalid était recherché depuis 2012 par certaines AASQA. Quant au fluopyram, sa FQ en métropole était de 4,3% et de 3,8% dans les DROM, avec une concentration moyenne respective de 0,019 et 0,056 ng/m^3 et des concentrations maximales supérieures à 1 ng/m^3 dans les deux cas. Il n'avait pas été recherché avant la CNEP par les AASQA.

1.6.5. Les substances de biocontrôle

Les informations synthétisées dans cette partie s'appuient sur une requête bibliographique spécifique mobilisée pour ce type de contaminants :

TS=("caprylic acid" OR "octanoic acid" OR "capric acid" OR "decanoic acid" OR "pelargonic acid" OR "nonanoic acid" OR "potassium hydrogen carbonate" OR "pepper dust" OR "piperine" OR "avermectin*" OR "abamectin" OR "doramectin" OR "emamectin" OR "milbemectin" OR "milbemycin" OR "macrocyclic lactone*" OR "n-paraffin*" OR "paraffin" OR "laminarin" OR "spinosad" OR "spinosyn" OR "blood meal" OR "leptospermone" OR "azadirachtin" OR "cerevisane" OR "eugenol" OR "methyleugenol" OR "codlemone" OR "codlelure" OR "d-limonene" OR "dipenol" OR "dipentene" OR "indolylbutyric acid" OR

"maltodextrin" OR "myristyl alcohol" OR "teradecyl alcohol" OR "pyrethrin*" OR "cinerin" OR "jasmolin" OR "rotenone" OR "spearmint oil" OR "Straight chain lepidopteran pheromone" or "6-benzyladenine" or "Gibberellin" or "gibberellic Acid" or "COS-OGA" or "ChitoOlygoSaccharides" or "OligoGAlacturonides" or "Geraniol" or "Thymol" or "garlic extract" or "fenugreek extract" or "sheep fat" or "Heptamaloxyloglucan" or "clove oil" or "rapeseed oil" or "canola oil" or "colza oil" or "pine oil" or "resin" or "fish oil" or "orange essential oil" or "potassium hydrogenocarbonate" or "terpenoids mix*" or "ferric Phosphate" or "disodium Phosphonate" or "potassium Phosphonate" or "Sulfur" or "iron sulfate" or "Bacillus thuringiensis") NOT TI=("effect*" OR "efficac*" OR "resistan*" OR "activ*" OR "manage*" OR "susceptib*")

Substances de biocontrôle en milieu terrestre

Seules des études ponctuelles ont été trouvées sur les produits de biocontrôle. La plupart des échantillons analysés ne sont pas prélevés en France (eg. Liu *et al.*, 2017), et/ou les études se focalisent plutôt sur le développement d'une nouvelle méthode d'analyse (eg., Prestes *et al.*, 2012; Ghosson *et al.*, 2020), ne sont pas des études sur le terrain (Arnault *et al.*, 2004) ou proposent un nouveau biopesticide. Mais quelques études incluent le spinosad, un mélange de macrolides tétracycliques nommés spinosyne A et D à effets insecticide. Si la toxicité (et/ou l'efficacité) du spinosad diminue rapidement au champ (en quelques jours à 1 mois), la cause de cette diminution n'est pas claire : ce peut être par bio-ou photo-dégradation, ou par diminution de sa biodisponibilité (Williams *et al.*, 2003). Mais les analyses de résidus n'ont pas été réalisées dans des sols issus des cultures les plus courantes, même si des méthodes analytiques existent, dans différentes matrices et à la fois pour les spinosynes A et D et pour leurs produits de bio- (ou photo-)dégradation spinosynes B, K et *N*-demethylspinosynes A et D (West *et al.*, 2000). Au Canada, dans les sols et litières de forêts d'épicéas, des DT50 évaluées *in situ* sont comparables dans les litières comme dans les sols et comprises entre 2 et 8 jours, avec apparition transitoire des sous-produits *N*-déméthylés indiquant qu'il s'agit bien de dégradation (Thompson *et al.*, 2002). Aucune étude comparable n'a été trouvée en France, en grande culture.

Le devenir dans le sol des protéines issues de *Bacillus thuringiensis (Bt)* a fait l'objet d'une revue récente (Liu *et al.*, 2021a), qui indique notamment que ces toxines seraient actives biologiquement même après adsorption sur le sol, en particulier les argiles, où elles sont fortement retenues et moins rapidement dégradées que leur forme libre. Tetreau *et al.* (2012) ont échantillonné des feuilles de litière dans une zone de naissance de moustiques en région Rhône-Alpes, en 2008, plusieurs mois après le traitement par du *Bacillus thuringiensis (Bt)* subsp. *israelensis*. Les auteurs ont démontré une survie de spores et une large contamination, associée à une production de toxines (Cry4Aa et Cry4Ba majeures, contre Cyt1Aa dans le produit commercial). Le taux plus élevé de ces nouvelles toxines est en accord avec leur persistance supérieure selon des résultats en laboratoire. Par ailleurs, dans 392 souches de *Bt* provenant de France et 31 autres pays et isolées à partir de différentes matrices, Espinasse *et al*. (2003) ont montré que les souches produisant le plus de béta-exotoxines I étaient plus fréquemment isolées d'invertébrés que de poussières, d'eau, de sol ou de plantes.

Substances de biocontrôle dans les eaux (douces et marines)

A notre connaissance, il n'existe pas de données à l'heure actuelle, concernant la contamination des milieux aquatiques, dulcicoles ou marins par les substances de biocontrôle. La situation « aval » du milieu marin par rapport à cette problématique et sa prise en compte récente sur les bassins versants expliquent certainement cet état de fait.

Substances de biocontrôle dans l'air

Parmi les substances utilisées en biocontrôle, seules les pyréthrines ont été recherchées par quelques AASQA en 2011 ou 2016. D'après la Base de Données PhyAtmo, aucune concentration n'a pu être quantifiée, avec des indications <LD ou <LQ selon les sites, sans informations quantitativexs sur les valeurs de LD ou LQ. L'abamectine n'a pas pu être suivie lors de CNEP en 2019 en lien avec des problèmes d'efficacité de piégeage. La recherche bibliographique menée dans le cadre de cette synthèse n'a pas permis d'identifier de littérature sur la présence de produits de biocontrôle dans l'atmosphère mais cette analyse devrait être approfondie. Concernant les phéromones, Koch *et al.* (2009) ou Thorpe *et al.* (2007) présentent des mesures de concentrations en phéromones

au niveau des parcelles traitées mais aucune publication n'a été identifiée à ce stade sur une contamination de l'atmosphère plus globale aux phéromones utilisées en agriculture. Toutefois, dans une étude très locale, Koch *et al*. (2009), en observant une certaine rémanence des composés (quelques heures) dans les champs après le retrait des systèmes de diffusion de phéromones, attribuent ces concentrations soit à un « relargage par le couvert » soit à une rémanence du produit au sein de l'air du couvert.

1.7. Synthèse de l'état de contamination de l'environnement en France par les produits phytopharmaceutiques

1.7.1. Dans les sols - milieu terrestre

Ce que l'on peut retenir en termes de :

• **Matrices échantillonnées.** Les matrices les plus échantillonnées sont, de façon très nette, les sols de surface prélevés par carottage, c'est-à-dire les 5 à 30 premiers centimètres, avec une forte variabilité selon les études. Les sols plus profonds, hors du champ de l'ESCo car peu à l'origine de l'exposition d'organismes (ce qui introduit peut-être un biais à cette étude), ont été peu abordés. En complément, des études se sont intéressées à des matrices alternatives pour l'exposition, telles que les pollens et nectar (pour les pollinisateurs) ou encore la litière, très peu abordée même si elle peut constituer une matrice-clé pour de nombreux organismes. Les expositions de faune non-cibles phytophages *via* les plantes cultivées, hors champs de l'ESCo, n'ont pas été abordées dans la littérature scientifique considérée (en dehors d'une allusion pour les néonicotinoïdes, qui sont systémiques). Les organismes terrestres en eux-mêmes ont fait principalement l'objet d'études focalisées sur des molécules susceptibles d'être responsables de quelques effets (ex. : perturbation des pollinisateurs, rodenticides anticoagulants affectant des prédateurs), ou ciblées sur des contextes agricoles ou géographiques précis. L'utilisation d'organismes terrestres pour réaliser du « biomonitoring » de PPP (de façon concomittente ou non avec des suivis de bioindicateurs d'effets) n'en est pour l'instant qu'au stade de la potentialité envisagée ou limitée à quelques applications réelles sur le terrain, par exemple dans le cas d'escargots (Druart *et al.*, 2011b) ou de lichens (Lucadamo *et al.*, 2018).

• **Molécules.** La plupart des analyses multirésidus ont ciblé des molécules connues pour être largement utilisées, pour leur persistance et/ou pour les effets qu'elles sont susceptibles d'engendrer (par ex. les néonicotinoïdes pour les pollinisateurs ou les oiseaux, ou encore les rodenticides pour les prédateurs), ou encore des composés anciens et persistants (organochlorés, triazines, phénylurées…). En complément, des études focalisées sur le cuivre ou quelques composés organiques nécessitant des méthodes analytiques spécifiques (ex. glyphosate + AMPA ou chlordécone) ont mis en évidence la forte occurrence de ces PPP-phares.

Les molécules choisies pour être dosées dans le corpus bibliographique traité l'ont été sur la base de critères divers : fréquence et dose d'application, persistance, effet potentiel, mise en cause médiatisée, risque de transfert entre compartiments, etc. Même si la littérature scientifique mentionne régulièrement l'intérêt des produits de dégradation, ceux-ci sont assez peu suivis. Les plus régulièrement mentionnés sont les produits de dégradation de PPP anciens (par exemple : DDD ou DDE, dééthylatrazine, déisopropylatrazine, DCPMU, sulfoxydes ou sulfones…).Ce constat s'explique pour partie par des choix stratégiques (compromis entre la volonté de considérer une gamme de PPP aussi large que possible et la nécessité d'analyser un nombre raisonnable de composés) mais aussi par des contraintes et limites techniques (faible performance de la méthode analytique pour des produits de dégradation souvent plus polaires, ou manque de standards analytiques).

Par ailleurs, on peut s'interroger sur l'effet Matthew : « on ne trouve que ce qu'on cherche… » (Daughton, 2014). Or, à cause de la complexité des matrices terrestres (sols et autres), cet écueil semble incontournable jusqu'à ce que des méthodes de « suspect screening » (ou analyses de composés suspectés), voire même d'analyses non ciblées, soient suffisamment développées, performantes et appliquées. De telles approches pourraient permettre de prendre plus largement conscience du cocktail de contaminants présents dans les échantillons (Chiaia-Hernandez *et al.*, 2020), que ce soit des PPP, leurs sous-produits ou d'autres composés. Ainsi, pour exemple

emblématique concernant les PPP, les composés utilisés en biocontrôle ne font quasiment l'objet d'aucune étude, y compris au niveau international. Pourtant cela peut paraitre paradoxal : s'ils exercent un effet, c'est qu'ils ont une persistance, une biodisponibilité, une bioaccumulation, etc, dont on peut difficilement comprendre qu'ils n'appellent pas l'attention.

Sur la base de ce constat, notre travail d'expertise concernant la contamination des milieux terrestres par les PPP a notamment mis en évidence :

- de nombreux travaux démontrant qu'une contamination des sols existe encore (détection ou observation, mais pas forcément à concentrations élevées) pour les anciens PPP, interdits avant ou pendant la période d'échantillonnage considérée (mais au moins depuis 10 ans) et leurs métabolites : DDT (+ DDD, DDE), lindane (+ autres isomères HCH), atrazine (+ dééthylatrazine, déisopropylatrazine), diuron (+ DCPMU) ;

- des travaux multirésidus et/ou ciblés sur des PPP ou familles de PPP dans les sols, montrant des concentrations importantes et/ou des fréquences d'observation élevées surtout en : glyphosate (+ AMPA), folpel (+ phtalimide), diflufénicanil, imidaclopride, boscalid, époxiconazole, procloraze, pendiméthaline. Tous les travaux menés en sols de vignes soulignent la contamination au cuivre et en Martinique et Guadeloupe par la chlordécone (ses sous-produits étant parfois mentionnés). Une étude en vignoble a mentionné l'importance de PPP peu observés ailleurs : la métrafénone, l'azoxystrobine, le zoxamide, le myclobutanil et le fludioxinil ;

- des travaux sur les nectars et pollens mettant en évidence l'exposition des abeilles à différents PPP (hors PPP d'entretien des ruches) en particulier à : carbendazime, thiophanate-méthyl, flusilazole, phosmet, tau-fluvalinate, carbaryl, penconazole, procymidone, tébuconazole, tétraconazole, vinclozoline, fipronil, voire à l'imidaclopride quand la sensibilité est suffisamment basse pour la détecter (par ex. avec LD 0,2 ng/g). L'étude relativement ponctuelle de Pilling *et al.* (2013) montre aussi une contamination au thiaméthoxame. Certains de ces composés ont également été détectés dans les abeilles elles-mêmes ;

- des travaux sur les invertébrés (hors abeilles mentionnées ci-dessus) montrant des concentrations dans les organismes fréquentes et/ou importantes en glyphosate (+ AMPA), imidaclopride, diflufénicanil, cyproconazole, époxiconazole, thiaclopride, procloraze, pendiméthaline dans les vers de terre ; en glyphosate (+ AMPA), tébuconazole et pyraclostrobine dans les escargots ;

- la détection de rodenticides dans les vertébrés prédateurs alors que cela n'est pas le cas dans le sol (du fait sans doute de leur utilisation sous forme d'appâts) : les plus problématiques semblent être le difénacoum, la bromadiolone, le brodifacoum, le chlorophacinone et la difethialone. En dehors des rodenticides, les PPP les plus fréquemment observés dans des carcasses ont été le métoxychlore, l'alachlore et la terbuthylazine, et les concentrations les plus élevées celles en *p,p'*-DDE et époxiconazole. Dans des perdrix ou leurs œufs, les plus concentrés et/ou fréquents étaient au début des années 2000 le carbofuran, l'aldicarb et le mévinphos, et plus récemment le thiaméthoxame (+ clothianidine), l'heptachlore (+ son époxyde), la fenpropidine, la tefluthrine, le S-métolachlore, la terbuthylazine et l'imidaclopride (ce dernier pour perdrix et pigeons).

• **Niveaux de contamination.** Que ce soit dans les contextes agricoles, les JEVI ou les zones dites « non traitées », les niveaux de contamination sont forcément très variables dans l'espace comme dans le temps. Ils dépendent des délais depuis les dernières applications, des doses appliquées, des propriétés d'adsorption et de persistance des molécules et des contextes pédo-climatiques. Au final, les concentrations de PPP organiques dans les sols s'expriment de fractions de µg/kg à des dizaines voire centaines, exceptionnellement milliers, de µg/kg. Les concentrations en cuivre (surtout en contexte viticole) peuvent même atteindre des centaines de mg/kg.

• **Identification des sources.** La source principale investiguée est la source agricole, même si des usages urbains (incluant les JEVI) sont parfois mis en cause, sachant que la plupart des études à ce sujet sont antérieures à la mise en oeuvre de la loi Labbé. En termes de lien culture/PPP contaminant, le lien vigne et cuivre est très clairement établi. C'est beaucoup plus diffus pour la plupart des autres PPP, surement à cause de leurs usages multiples.

• **Evolutions temporelles.** Il est extrêmement difficile de prendre du recul, vues les variations de composés épandus, de doses d'applications et autres pratiques culturales diverses. Même l'effet des interdictions d'usage n'est pas forcément clair.

1.7.2. Dans le milieu aquatique continental

Ce que l'on peut retenir en termes de :

• **Matrices échantillonnées.** La majorité des études s'intéresse à la matrice eau, avec ou sans prise en compte de la fraction particulaire, ce qui peut engendrer des difficultés d'interprétation entre les données de contamination issues d'études différentes. Par ailleurs, peu d'études présentent des comparaisons entre contamination du milieu et mesures dans les organismes biologiques.

• **Molécules.** Au fil des années, et avec le développement des techniques d'analyses par chromatographie (liquide ou gazeuse) couplée à la spectrométrie de masse, des listes de plus en plus longues de PPP de différentes familles chimiques sont suivies dans les milieux aquatiques. La plupart du temps des méthodes dites multirésidus sont utilisées mais des méthodes analytiques spécifiques sont également mises en œuvre (par exemple pour glyphosate et AMPA). Associée à des stratégies d'échantillonnage à haute fréquence, une recherche élargie de PPP conduit forcément à des fréquences de détection plus élevées dans les cours d'eau. En effet, il a été démontré que, en moyenne, pour détecter 1 PPP, entre 5 et 20 PPP doivent être recherchés.

Les herbicides, substances les plus vendues en France et facilement analysables dans les eaux, sont de loin les PPP les plus souvent détectés et à plus fortes concentrations dans l'eau. Les fongicides organiques sont suivis et retrouvés de manière variable suivant les cultures : il semblerait qu'ils soient plus fortement détectés dans des bassins versants viticoles. Les insecticides, plus hydrophobes, sont généralement plus souvent présents dans les matrices solides (sédiments et biote). En métropole, les études font essentiellement état de contamination historique par des PPP interdits depuis des dizaines d'années et en outre-mer, la présence ubiquiste de la chlordécone, interdite d'utilisation depuis bientôt 20 ans, est remarquable dans toutes les matrices des milieux aquatiques continentaux, y compris les différents organismes biologiques.

Certains produits de transformation (TP) sont de plus en plus suivis et détectés dans les matrices des milieux aquatiques. Lorsqu'ils sont recherchés, les TP représentent parfois la majeure partie de la contamination. Les niveaux de concentration des TP des herbicides sont comparables au substances mères, tandis que les TP des fongicides et des insecticides sont généralement moins présents que leur molécule mère.

Pour les PPP inorganiques, la contamination des eaux par le cuivre utilisé en tant que fongicide sur les vignes en particulier, est de loin la plus documentée.

Enfin, notre analyse n'a pas permis de repérer des études s'intéressant à la contamination des eaux par les substances de biocontrôle.

• **Niveaux de contamination.** Le principal constat est que les contaminations dans les cours d'eau sont extrêmement variables dans le temps et dans l'espace suivant i) le site de prélèvement et son éloignement par rapport à la source d'application, ii) les PPP (dose d'application, période d'application, toujours utilisé ou interdit, propriétés physico-chimiques qui conditionnent leur devenir en termes de répartition entre les compartiments et les matrices et de dégradation dans le milieu) et les facteurs environnementaux (pluviométrie en particiulier). Les niveaux de concentrations relevés dans la matrice eau s'échelonnent ainsi du sub-ng/L à quelques µg/L, voire dizaines de µg/L dans quelques cas particuliers (ex. herbicides en périodes de crues dans petits bassins versants agricoles, ou chlordécone dans les DROM). Les concentrations en PPP inorganiques (ex. cuivre) peuvent également dépasser 10 µgL dans les cours d'eau de bassin versant viticole. L'ensemble des facteurs qui influencent l'état de contamination d'un milieu aquatique est schématisé sur la Figure 4-41 issue de la revue proposée par Chow *et al.* (2020).

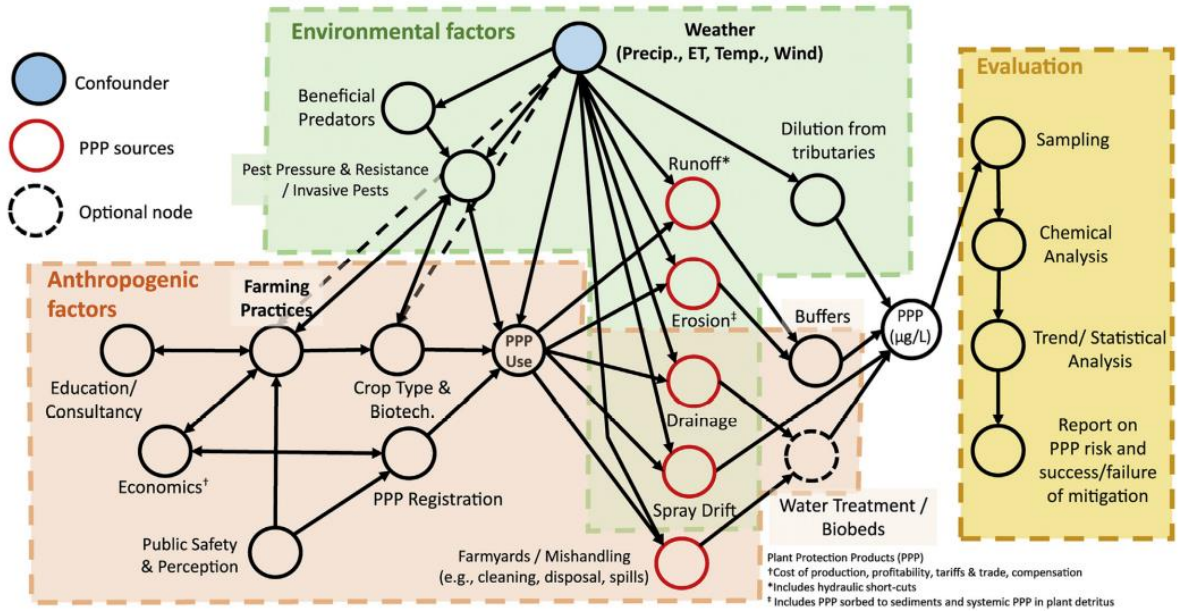


Figure 4-41. Diagramme de causes à effets avec les facteurs qui affectent l'évaluation de la contamination par les PPP dans les cours d'eau (Source : Chow *et al*., 2020)

• **Identification des sources.** L'identification des sources de contamination en PPP dans les milieux aquatiques est un véritable défi du fait de la nature même de la contamination, diffuse en général. Répondre à un tel objectif implique d'une part une connaissance préalable du site d'étude et d'autre part la mise en place de stratégies d'échantillonnage adaptées (quelle méthode d'échantillonnage ?, quelle fréquence ?, sur quel site ? quels PPP suivre ? et éventuellement quelle matrice est la plus pertinente ?). Aucun traceur PPP de contamination n'est ressorti clairement de notre étude. Avec l'application de la loi Labbé, les sources de contamination non agricole en PPP devraient être limitées désormais, hors usage « biocide » de certaines substances.

• **Evolutions temporelles.** Obtenir des résultats fiables et interprétables pour évaluer les évolutions temporelles de la contamination en PPP nécessite des suivis long terme (sur au moins quelques années et aux différentes saisons pour s'affranchir de la variabilité intra- et interannuelle) réalisés avec les mêmes stratégies d'échantillonnage, sur les mêmes types de matrices et avec des méthodes analytiques identiques sur l'ensemble du suivi (en termes de limites de quantification principalement). En outre, pour les matrices sédiments il faut disposer d'autres mesures pour caractériser la matrice et pouvoir normaliser les résultats (ex. : aluminium ou fer dans le cas des métaux, carbone organique total pour les contaminants organiques).

Globalement, et malgré ces contraintes méthodologiques et les limites qu'elles engendrent concernant l'interprétation des résultats, la très grande majorité des études s'accorde pour mentionner une décroissance des niveaux de concentration en PPP dans les milieux aquatiques au fil des années.

1.7.3. Dans le milieu marin

En matière de suivi des PPP en milieu marin, on peut séparer schématiquement les substances en trois groupes : i) les substances organiques « historiques », globalement hydrophobes et bioaccumulables et interdites de nos jours (insecticides organo-chlorés, trifluraline…), ii) les éléments traces métalliques (ETM) Cu et As, également bioaccumulables, ce dernier n'étant plus utilisé de nos jours en usage phytopharmaceutique, et iii) les substances organiques plus hydrophiles, dont la plupart sont encore en usage aujourd'hui. Pour chacun, les matrices utilisées, niveaux, tendances sont synthétisés ci-dessous, de même que les lacunes et/ou les éléments marquants des suivis actuels.

• **Substances organochlorées « historiques » (insecticides DDTs, HCHs, cyclodiènes et fongicide HCB) et cuivre.** Ces deux groupes font l'objet d'une surveillance de longue date (presque 50 ans de RNO/ROCCH) dans des matrices intégratrices (biote/sédiments) qui permet d'évaluer des niveaux de présence et parfois des tendances, généralement à la décroissance pour les PPP organiques (interdits depuis au moins 23 ans), sur l'ensemble du littoral métropolitain. Le maillage de suivi qui s'appuie notamment sur le maillage des masses d'eau DCE au niveau métropolitain et va au-delà concernant la matrice sédiments, ainsi que la fréquence ont fait l'objet d'analyses critiques (pour être optimisés) et peuvent être considérés comme robustes aujourd'hui pour rendre compte du niveau de contamination du littoral et de son évolution. Au niveau du biote, le niveau trophique des invertébrés et spécialement des coquillages filtreurs est de ce fait particulièrement bien décrit, autant au niveau de l'imprégnation par ces PPP que de leur évolution temporelle. La contamination des autres niveaux trophiques du milieu marin français est en revanche bien moins décrite, notamment les bas niveaux trophiques (producteurs primaires) (Lewis et Devereux, 2009), ce qui est paradoxal dans la mesure où ils constituent une voie d'entrée des POP en milieu marin hauturier (Berrojalbiz *et al.*, 2011; Durrieu de Madron *et al.*, 2011). De manière générale, au niveau du littoral, il manque des études intégrées sur des écosystèmes d'intérêt ciblant la contamination de l'ensemble de la chaine trophique, comme cela a été fait à plusieurs reprises sur les chaines trophiques des récifs coralliens du pacifique, très étudiées dans le cadre notamment du programme IFRECOR (Roche *et al.*, 2011; Salvat *et al.*, 2012; Briand *et al.*, 2014; Salvat *et al.*, 2016; Fey *et al.*, 2019). Seule la chlordécone a fait l'objet d'un suivi relativement exhaustif dans la chaine trophique marine des Antilles qui peut certes toujours être étoffé, notamment pour améliorer son aspect temporel mais qui a l'avantage de toucher tous les niveaux de la chaine trophique, permettant de caractériser finement la problématique (Coat *et al.*, 2006; Coat *et al.*, 2011; Dyc *et al.*, 2015; Dromard *et al.*, 2016; Dromard *et al.*, 2018; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; Devault *et al.*, 2022).

Bien souvent, un seul maillon/espèce est considéré dans les études, ce qui ne permet pas d'avoir une vue objective de l'imprégnation globale de l'écosystème, compte tenu de la forte variabilité inter-espèce mise en évidence dans cette synthèse pour ces insecticides organochlorés. Les poissons sont naturellement un peu plus étudiés, dans le cadre d'études d'imprégnation/bioaccumulation, mais ce sont généralement ceux positionnés plus haut dans la chaine trophique ou plus exposés (espèces diadromes, benthiques) qui sont pris en considération, en raison de leur risque d'exposition plus important aux PPP et/ou du risque potentiel pour l'homme (espèces commerciales).

Les cétacés et notamment les dauphins montrent également des niveaux importants de contamination par ces substances alors même qu'ils restent assez éloignés des zones littorales dans des eaux où elles sont peu concentrées. Malgré cela, compte tenu des phénomènes de bioaccumulation (Zanuttini *et al.*, 2019; Dron *et al.*, 2022) et de bioamplification (Frodello et Marchand, 2001), on observe par exemple un facteur de concentration de l'ordre de $5{,}10^5$ entre les teneurs en ΣDDT dans l'eau et dans les dauphins, en Méditerranée (cf. Tableau 4-13).

Toutefois, ces études sont généralement ponctuelles et on dispose de très peu de données pour évaluer des tendances dans ce compartiment. La récente mise en place de la DCSMM devrait progressivement apporter quelques éléments de réponse au sujet des poissons qui constituent un volet d'étude à part entière de cette surveillance. Il est nécessaire toutefois d'intégrer les insecticides organo-chlorés « historiques » aux suivis réalisés chez les poissons qui se focalisent trop souvent sur les seuls PCBs/dioxines et quasi uniquement chez les tops prédateurs. Compte tenu des teneurs maximales élevées en insecticides organo-chlorés retrouvées dans certains poissons dans le cadre d'études ponctuelles (au-delà du mg/Kg pour le chlorpyriphos, DDT p-p', lindane dans les mulets du Golfe de Gascogne, pour le DDE p-p', lindane, HCB, dieldrine dans les anguilles et DDE p-p' dans les merlus de Méditerrannée, et au-delà de la 100^{aine} de µg/kg pour le lindane et dieldrine dans les sandres de Méditerranée) (Roche *et al.*, 2003; Buet *et al.*, 2006; Bodiguel *et al.*, 2009; Bizarro *et al.*, 2014), il ne semble pas y avoir de raisons d'écarter ces substances d'une surveillance plus systématique chez les poissons, comme c'est le cas avec les PCBs, et au-delà des seules espèces situées en haut de la chaine trophique. Les autres poissons et les organismes des fonds marins sont par exemple très peu étudiés (Munschy *et al.*, 2019), tout comme de nombreuses espèces inféodées aux littoraux qui jouent pourtant des rôles clés dans les écosystèmes (par exemple, daurades, bars, muges, soles…). Dans l'eau ces substances sont retrouvées essentiellement lors des dosages réalisés sur la phase totale des échantillons d'eau brute, ou bien adsorbées sur les MES. Elles peuvent alors

constituer une voie d'entrée privilégiée dans le biote (transfert trophique) ou vers le compartiment benthique par sédimentation, pour autant, extrêmement peu d'études s'intéressent à la contamination de ces phases en France.

• **Substances hydrophiles.** Concernant le troisième groupe de substances, les PPP plus hydrophiles (essentiellement herbicides, fongicides et certains insecticides néonicotinoïdes), interdits ou non, les données d'imprégnation des eaux littorales sont plus limitées. En effet, ces substances ne disposent pas d'une surveillance systématique (hormis pour les quelques substances prioritaires DCE dont la surveillance a débuté à partir de la fin des années 2000). Aujourd'hui un premier état des lieux, une « photo » de l'imprégnation aqueuse pour ces substances, est disponible sur la majeure partie des littoraux français, notamment grâce à l'utilisation de l'échantillonnage passif (POCIS/DGT/SBSE) (Gonzalez *et al.*, 2015; Abdou Hassani, 2017) dans le cadre d'études ponctuelles (projets PEPS, ECUME, MORBLEU…). Ces outils, particulièrement utiles lorsque l'inertie des masses d'eau et la dilution sont importantes, semblent incontournables pour obtenir de l'information quantifiée sur la présence de ces PPP souvent présents à l'état de traces en milieu marin (du dixième à la centaine de ng/L). Leur usage systématique pour le suivi des eaux de transition et des eaux littorales parait tout à fait utile et opportun dans l'optique d'obtenir une information sur les niveaux et tendances dans le compartiment dissous. Une validation réglementaire de leur utilisation pourrait permettre de systématiser définitivement leur usage sur l'ensemble des façades afin d'obtenir une information homogène (substances/fréquences) et régulière, indispensable pour évaluer correctement les niveaux d'exposition aqueuse et les tendances temporelles. En effet, l'occurrence de ces substances dans les milieux littoraux suit un mode évènementiel, fortement site-dépendant, lié aux pics de concentration qui surviennent à la suite d'événements de pluie ou à la suite de leur application sur les bassins versants (Auby *et al.*, 2011; Munaron *et al.*, 2017; Tapie et Budzinski, 2018). De ce point de vue, la définition de nouvelles méthodologies de surveillance, initiée dans le cadre de réseaux de suivis régionaux (REPAR en bassin d'Arcachon ou OBSLAG pour les lagunes Méditerranéennes) pourrait être une base à adapter à d'autres éco-systèmes littoraux d'intérêt sur l'ensemble du littoral, pour suivre de manière pertinente ces substances dans l'eau.

Bien que globalement solubles, très hydrophiles, plusieurs de ces substances ont été rapportées être présentes dans des matrices biologiques avec des niveaux de présence significatifs, généralement inférieurs à 100 µg/kg pour atrazine, simazine, diuron et métolachlore (Salvat *et al.*, 2016; Breitwieser *et al.*, 2018) mais ponctuellement supérieurs (par exemple : métolachlore et terbuthylazine dans la chair des Mérous *Epinephelus merra*, de Polynésie française) (Salvat *et al.*, 2016; Fey *et al.*, 2019). Le glyphosate est même relevé par Fey *et al.* (2019) à des teneurs maximales de plusieurs centaines de µg/kg dans plusieurs organismes des récifs coralliens français du pacifique, à plusieurs niveaux trophiques (herbiers, poissons omnivores, poissons macro-carnivores), et proche du mg/kg dans des tapis d'algues. Ces données dans le biote marin pour cette substance relativement soluble dans l'eau (S = 10-12 g/L)[19] (les seules en France à notre connaissance), mettent en lumière la nécessité d'investiguer plus avant et plus largement les relations de bioaccumulation des substances dites « hydrophiles » mêmes si elles sont jugées ne pas devoir s'accumuler préférentiellement dans les organismes. En effet, leur présence régulière à de forts niveaux de concentration dans les eaux pourrait entrainer des teneurs significatives aussi dans le compartiment biologique. De même, il existe extrêmement peu d'études qui travaillent sur la fraction particulaire en milieu marin. Ces différents points restent de ce fait, largement ouverts à l'investigation pour l'ensemble des PPP, hydrophobes comme hydrophiles.

1.7.4. Dans le compartiment aérien

En matière de suivi des PPP dans le compartiment aérien, nous pouvons retenir que les matrices atmosphériques largement explorées en France notamment lors de la surveillance prise en charge par les Associations Agrées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) sont les phases gaz et aérosols dans l'air (en général sans distinction entre ces deux phases). En termes métrologiques, deux types de préleveurs actifs sont utilisés par les AASQA. Des équipes de recherche testent d'autres préleveurs actifs qui pour les uns faciliteraient le déploiement sur le terrain et pour d'autres amélioreraient la définition temporelle. Des équipes développent également des capteurs passifs depuis plusieurs années mais il reste quelques verrous à lever. Quelques travaux, surtout émanant des

[19] https://substances.ineris.fr/fr/substance/nom/glyphosate

équipes de recherche, portent sur la partition Gaz/Particules des PPP, sur leur distribution granulométrique sur les aérosols et la contamination des eaux de pluie et du brouillard. Quelques études concernent également le biomonitoring des PPP à travers des dosages réalisés dans des aiguilles de pin, des lichens ou des éléments apicoles (dont le miel), avec parfois la mesure conjointe des concentrations dans l'air, essentiellement pour évaluer la capacité du biote à servir de bioindicateurs.

Il est important de noter que la surveillance prise en charge par les Associations agrées de Surveillance de la Qualité de l'Air ne porte que sur le cumul des phases gazeuse et particulaire (sans distinction en général) et non sur les autres matrices (pluie, brouillard). Récemment, une pérennisation de la surveillance nationale a été décidée, sur la base de la méthodologie mise en œuvre lors de la campagne exploratoire de 2018/2019.

Le suivi de la contamination pour les phases gazeuse et particulaire s'appuie principalement sur des analyses multirésidus (avec des méthodes développées spécifiquement dans le cadre de la surveillance pour identifier les composés à rechercher- selon une approche multi-critères *i.e.* critères de quantité utilisée sur la zone d'étude, de potentiel d'émission lors de l'application et en post-application par volatilisation, de persistance dans l'atmosphère et au besoin d'un critère toxicologique. Ainsi, jusqu'à présent, aucun critère écotoxicologique n'a été introduit dans la démarche de sélection mais la méthode peut être adaptée pour le prendre en compte, moyennant sa détermination. Un focus récent a été fait sur le glyphosate pendant la campagne nationale exploratoire de 2018/2019 (CNEP). Les quelques études de la contamination des eaux de pluie ou du brouillard reposent également sur des approches multirésidus. Peu d'information est disponible en France concernant les métabolites en phases gazeuse et particulaire (sauf l'AMPA) et au niveau international quelques données ont été obtenues sur les métabolites du DDT, l'heptachlorepoxy, l'IMP, l'isomalation, le malathion oxon ou l'ométhoate et le TCP. Par ailleurs, le cuivre sera recherché dans la campagne PestiRiv Santé publique France/Anses (2021/2022) et le soufre a été étudié par une AASQA. Parmi les produits de biocontrôle/pheromone, seule la pyréthrine a fait l'objet de quelques recherches et deux études ont été identifiées concernant les phéromones, mais plutôt au niveau parcellaire. Enfin, huit POP ont été recherchés durant la CNEP : aldrine, chlordane, endrine, heptachlore, lindane, mirex, pentachlorophenol et toxaphene. A noter que le lindane a fait l'objet d'un grand nombre de publications au niveau international, notamment en lien avec la convention de Stockholm. Dans ces approches multirésidus, les LD/LQ peuvent diférer selon les composés.

En termes de niveaux de contamination et de son évolution, la surveillance permet de caractériser un bruit de fond et non les situations de proximité de parcelles traitées, situations pour lesquelles les concentrations sont attendues plus élevées, avec un suivi temporel couvrant un nombre variable de semaines par an selon les campagnes, par exemple entre 18 et 34 semaines selon les profils agricoles durant la CNEP et un suivi spatial forcément assez localisés même si les sites de prélèvement sont répartis sur le territoire, par ex. 50 sites pendant la CNEP répartis en métropole et dans les DROM. Les données obtenues lors de la CNEP montrent que les niveaux de concentrations observées couvrent selon les composés des gammes assez variables, de quelques 0,01 ng/m^3 à plus de 2 ng/m^3 en concentration moyenne annuelle (attention cependant au mode de calcul de cette moyenne ainsi que rappelé en section 1.4.2). Vingt substances présentent une concentration maximale comprise entre 1 et 10 ng/m^3 et 5 substances une concentration maximale comprise entre 10 et 100 ng/m^3. Neuf composés présentent une fréquence de quantification (FQ) supérieure à 20%. Noter toutefois que la durée des prélèvements d'air est souvent d'une semaine (pendant la CNEP notamment), au mieux 48 h pour certaines campagnes des AASQA, ce qui lisse les niveaux de concentrations et ne permet pas de capter d'éventuels pics de concentrations plus ponctuels. Durant ces campagnes (CNEP et autres campagnes des AASQA), l'ensemble des familles herbicides/fongicides/insecticides est représenté avec une contribution de chaque famille dépendant localement des pratiques alentours. Par ailleurs, une contamination en milieu rural et urbain est observée, avec parfois un nombre supérieur de composés en milieu urbain (ex. Paris), mais en général des concentrations légèrement moindres qu'en milieu rural. Des biocides sont présents en milieu urbain comme la permethrine. Une saisonnalité de la contamination est généralement observée en lien avec les périodes de traitement, des composés étant toutefois également retrouvés après la période de traitement. Une contamination non nulle hors période de traitement peut être relevée. Le niveau de contamination de l'atmosphère par les POP est quant à lui plus homogène sur l'année que pour les PPP en cours d'utilisation. Quant à l'évolution interannuelle, les conclusions

ne sont pas très claires avec certainement un effet des interdictions de composés (à approfondir), de l'évolution des usages locaux mais aussi une variabilité inter-annuelle en lien avec la variabilité des pressions parasitaires. Enfin, nous avons une faible connaissance spatio-temporelle de la contamination des eaux de pluie malgré quelques évaluations locales de la contribution de ces dépôts à la contamination des écosystèmes non cibles. Cette voie d'exposition reste donc à mieux explorer. Quant à l'exposition des écosystèmes non cibles par dépôts gazeux des phases gazeuse et particulaires, celle-ci est a fait l'objet de travaux assez récents *via* le développement de modèles mais peu de données sur le terrain est disponible.

Un des enjeux actuels portent sur l'identification de la source de contamination de l'atmosphère entre les principales voies de transfert que sont la dérive des gouttelettes au moment de l'application et la volatilisation en post-application. C'est une question d'importance car les leviers pouvant être mise en œuvre pour limiter la contamination portent en partie sur la limitation des émissions. Or les facteurs gouvernant ces dernières sont différents selon que l'on considère la dérive ou la volatilisation, ainsi les leviers vont être différents.

2. Quelles pistes pour améliorer l'évaluation des niveaux de contamination des écosystèmes ?

2.1. Messages clés sur les modalités d'acquisition des données actuelles disponibles

Dans le cadre des réseaux de surveillance, les prélèvements de toutes les matrices de l'environnement sont réalisés par des structures respectant les bonnes pratiques (choix et nettoyage des matériels de prélèvements, conditions de stockage, délai d'envoi des échantillons…) et les analyses sont effectuées par des laboratoires accrédités par le COFRAC dans le respect des bonnes pratiques de laboratoire (procédures écrites, mise en place de contrôles qualité et métrologique, entretien et étalonnage des appareils de mesure, formation du personnel, amélioration continue du système de management de la qualité…). Les méthodes d'analyses doivent par ailleurs être systématiquement validées pour en définir les performances (limites de quantification, incertitudes analytiques…) (Amalric *et al.*, 2012). Des essais inter-laboratoires sont régulièrement organisés pour les suivis réglementaires dans les eaux et dans l'air. Par exemple, en ce qui concerne le compartiment atmosphérique, des travaux du Laboratoire Central de la Surveillance de la Qualité de l'Air ont porté sur l'intercomparaison de 7 laboratoires pour 27 composés[20] dopés dans 3 matrices (mousse de polyuréthane prope et chargé en polluants atmosphériques, mousse de polyuréthane + résine XAD2). L'objectif visait une tolérance de 30 à 50% de variabilité selon si les techniques d'extraction et les méthodes d'analyses étaient bien maitrisées ou si le traitement analytique global restait à améliorer (LCSQA et Ineris, 2015). Ces travaux ont permis d'identifier un « effet laboratoire » avec toutefois l'identification de quelques laboratoires d'analyse se détachant par de meilleurs résultats, permettant ainsi de fournir aux autres laboratoires des pistes d'amélioration. En complément, des études spécifiques sont menées pour évaluer les incertitudes de mesures. Par exemple, les auteurs du rapport sur les résultats de CNEP (LCSQA, 2020) indiquent que de nombreux travaux métrologiques ont été menés en parallèle de la campagne (développements analytiques, définition des conditions de conservation des échantillons et des extraits, résolutions d'interférences…), travaux devant faire l'objet de notes techniques, de futurs rapports et transferts de technologies et pouvant être utiles, selon les auteurs, à une révision des normes nationales portant sur le prélèvement et l'analyse des PPP dans l'air. Par ailleurs, des travaux portent également sur la contribution de l'échantillonnage des eaux. Par exemple, Guigues *et al.* (2020) rapportent les résultats d'un essai réalisé en 2017 sur des d'échantillons prélevés dans le temps et dans l'espace sur le bassin de la Loire. Les incertitudes déterminées sur des doublons d'échantillons sont comprises entre 23 et 32% pour les PPP organiques considérés.

[20] Acétochlore, chlorothalonil, chlorpyriphos éthyl, cymoxanyl, cyproconazole, cyrprodynil, dichlobénil, difenoconazole, diméthénamide (P), diméthomorphe, diphénylamine, époxyconazole, éthoprophos, fenpropimorphe, fenpropidine, folpel, krésoxim méthyl, lindane, S-métolachlore, oxadiazon, pendiméthaline, procymidone, prosulfocarbe, pyréthanil, spiroxamine, tébuconazole, trifloxystrobine

Pour les études scientifiques et les rapports d'études, les protocoles d'acquisition des données de concentrations en PPP dans l'environnement ainsi que les approches qualité mises en œuvre (blancs échantillons, traceurs analytiques, développement et validation des méthodes…) sont de plus en plus souvent détaillés (du prélèvement au résultat en passant par l'étape d'analyse) et les données sont généralement disponibles en annexes des publications. Les données sur les incertitudes de mesures (englobant ou pas l'étape d'échantillonnage) restent cependant très fragmentaires.

De manière générale **le choix des PPP** à suivre est souvent dépendant du type de stratégie mis en œuvre : dans le cadre de la surveillance, les substances sont généralement imposées par le cadre règlementaire. Quelques substances prioritaires sont alors recherchées systématiquement, à large échelle et de manière reproductible, souvent de manière croisée sur différents compartiments. Cela permet aujourd'hui d'obtenir un jeu de données plus riche pour l'atrazine, le DDT ou le lindane par exemple, permettant bien souvent de disposer de tendances temporelles dans plusieurs compartiments. Ce suivi systématique est important, mais il n'est bien sûr pas adapté aux différents contextes d'usages « locaux » où des substances en cours d'autorisation d'usage peuvent contaminer les milieux naturels, en mélange avec les substances prioritaires et/ou interdites, et y entrainer potentiellement des effets, sans pour autant être suivis par les réseaux de surveillance. Ce décalage entre suivi réglementaire et réalité de la contamination pousse souvent les stratégies d'observation et de recherche à aller au-delà des listes prioritaires et à suivre des SA plus en phase avec les usages des sites concernés. Des enquêtes sont parfois menées en amont pour mieux cibler la contamination potentielle du milieu par les PPP. Leur cadre spatial et temporel est à l'inverse souvent plus restreint ce qui limite généralement les comparaisons possibles inter-études ou inter-sites ainsi que la réalisation de tendances temporelles. Cependant, pour pallier ces dernières limites, des réseaux d'observation « locaux » ou régionaux ont été développés ces dernières années sur le milieu littoral (OBSLAG, REPAR ; décrits plus haut dans ce chapitre). A noter que pour le compartiment atmosphérique, un outil dédié à l'identification des substances a été développé (l'outil Sph'Air) ainsi que présenté en section 1.4.1, outil pouvant être décliné au besoin à différentes échelles spatiales (nationale, régionale) ou par filière (grandes cultures, viticulture, arboriculture, maraichage) tel que présenté dans le rapport (Anses, 2020). Des composés peuvent alors parfois être ajoutés lors de campagnes locales selon l'objectif de la surveillance.

Dans la suite, sont présentés les **sources de variabilités liées au choix et à l'échantillonnage** des différentes matrices des milieux considérés, depuis leur stockage jusqu'à l'analyse et aux protocoles de préparation des échantillons et d'analyse des PPP mis en œuvre.

2.1.1. Variabilité liée au choix de la matrice et à l'échantillonnage

Matrices solides : sols/sédiments

Lors des prélèvements de sol ou de sédiments de surface, la **profondeur des carottages** comme le **nombre de carottes** homogénéisées pour obtenir un échantillon représentatif de la zone étudiée (parcelle ou autre) est variable, de 1 à 10, voire non indiqué dans la publication. Suszter *et al.* (2017) en préconisent 8 minimum, mais c'est à évaluer selon la taille de l'objet ou de la zone à caractériser (parcelle, placette…). L'attention aux effets de bord comme l'hétérogénéité du sol de la parcelle ne sont pas forcément mentionnées. De façon quasi-systématique, la profondeur des prélèvements de sol n'est pas raisonnée en termes pédologiques, par horizons, mais uniquement par la profondeur.

Pour les sols, les **conditions de transport** du lieu de prélèvement au laboratoire ne sont pas perçues comme source de biais potentiel. Le sol ayant été des jours-mois-années à température variable, il semble légitime, selon les composés, de négliger la température lors du temps court (en comparaison) nécessaire pour le transport. Ces conditions peuvent être plus cruciales dans le cas d'études de suivis dynamiques, par exemple dans les heures ou jours qui suivent un traitement.

Le **traitement initial des échantillons**, avant conservation, n'est quasiment jamais indiqué : la végétation de surface est-elle écartée, tant pour les parties aériennes que pour les racines ? Une litière (ou mulch) est-elle

présente et si oui, comment est-elle traitée ? Les précautions sur l'homogénéisation et le quartage pour obtenir un sous-échantillon représentatif de la zone étudiée sont parfois mentionnées, mais pas toujours. Par ailleurs, le choix de la maille est variable quand un tamisage initial est réalisé.

Dans les milieux aquatiques, la matrice **sédiments** est régulièrement prélevée en complément de l'eau en tant que matrice intégratrice de la contamination (Warren *et al.*, 2003). Toutefois, les sédiments représentent une matrice plus complexe que l'eau et pour pouvoir comparer des zones différentes ou interpréter des variations spatiales ou temporelles, il faut mesurer, en plus des contaminants, des paramètres descriptifs et « normalisateurs » (granulométrie, carbonates, aluminium, carbone organique particulaire…) (Yari *et al.*, 2019).

Les sédiments de fonds de rivières sont prélevés sur des profondeurs variables, quand elles sont mentionnées dans les études, avec par exemple, 2 cm dans l'étude de Vulliet *et al.* (2014) ou 10 cm dans celle de Rooney *et al.* (2020), ce qui peut engendrer des variabilités dans les concentrations.

La Figure 4-42 illustre la variabilité des concentrations totales en herbicides en fonction de la fraction considérée pour la matrice sédiments prélevée dans des barrages sur la Garonne (Devault *et al.*, 2009). Dans cette étude, les auteurs ont montré que la contamination de la fraction fine (<63 µm) est généralement plus faible que celle de la fraction plus grossière, mais que cette dernière est plus variable. Généralement, que ce soit pour les PPP organiques ou inorganiques, il est observé une tendance inverse des niveaux de contamination, avec des concentrations plus élevées dans les fractions les plus fines. Ainsi, Coat *et al.* (2011) ont relevé une très faible contamination des sédiments en chlordécone dans les rivières de Guadeloupe, liée dans ce cas à la faible proportion de particules fines.

L'ensemble de ces remarques, lacunes, commentaires ou zones d'attention particulières sont également valables dans le cadre des prélèvements et analyses de sédiments marins ou côtiers comme indiqué précédemment dans la partie sur la contamination sédimentaire du milieu marin (section 1.3).

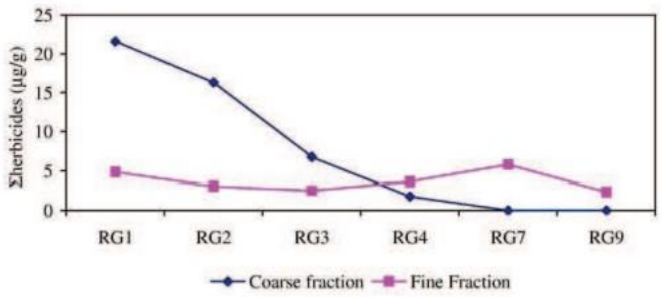


Figure 4-42. Evolution des teneurs totales en herbicides dans des sédiments prélevés dans un barrage sur la Garonne ; RG1 à RG9 représentant différents sites de prélèvements (Source : Devault *et al.* (2009)

Matrices aqueuses

L'eau est la matrice la plus souvent échantillonnée dans les milieux aquatiques : les PPP organiques sont généralement analysés dans la fraction totale de l'échantillon (phases dissoute et particulaire) dans le cadre de la surveillance réglementaire (Campanale *et al.*, 2021) et dans certaines études, lorsque ces dernières mettent en œuvre des mesures ponctuelles. Néanmoins, la plupart des études scientifiques considèrent plutôt la fraction dissoute car les méthodes d'extraction/préconcentration actuellement utilisées par les laboratoires d'analyses ne sont pas toutes compatibles avec l'analyse d'échantillons chargés en matières en suspension (MES) (Ademollo *et al.*, 2012; Schmidt, 2018). Les laboratoires du consortium Aquaref (Amalric, 2017; Lardy-Fontan *et al.*, 2019) évaluent régulièrement la pertinence de nouvelles méthodes pour répondre aux exigences de la surveillance. A titre d'exemple, House *et al.* (2000) cité par Warren *et al.* (2003) ont étudié la partition de la perméthrine dans les eaux de rivières et ont montré que la proportion de ce composé associée aux MES varie de 3 à 87% suivant les échantillons prélevés. Cette répartition semble principalement liée à la composition de MES. La comparaison des

teneurs en PPP dans la matrice eau peut donc être rendue délicate pour les substances les plus hydrophobes en particulier, suivant que l'analyse mise en œuvre a pris en compte ou pas la phase particulaire.

Il est par ailleurs avéré qu'une faible **fréquence d'échantillonnage (en mode ponctuel)** ne permet pas d'obtenir une information complète et réaliste sur l'état de contamination des milieux aquatiques. Belles *et al.* (2019) indiquent que 75% de la quantité annuelle de PPP sont transférés dans le cours d'eau en seulement 2-3 mois de l'année. De même, Lefranc *et al.* (2017) ont mis en œuvre une stratégie d'échantillonnage haute fréquence pour améliorer les connaissances sur la dynamique des transferts des PPP dans le ruissellement en sortie de parcelles. Par ailleurs, Taghavi *et al.* (2010) et Rabiet *et al.* (2010) ont mis en évidence, grâce à des suivis fins en période de crues, l'importance de ces évènements dans la contamination globale des cours d'eau de petits bassins versants agricoles.

En termes de **stratégies d'échantillonnage des milieux aquatiques continentaux**, les réseaux de surveillance se basent sur des prélèvements ponctuels d'eau (échantillonnage actif). Plusieurs études se sont attachées à comparer différentes stratégies de prélèvements. Les objectifs des prélèvements actifs ainsi que leurs intérêts et limites sont résumés dans le Tableau 4-31, à partir des informations collectées dans la littérature (Mazellier *et al.*, 2018; Deffontaines *et al.*, 2019; Chow *et al.*, 2020; Norman *et al.*, 2020). L'échantillonnage passif sera quant à lui présenté en section 2.2.

Tableau 4-31. Synthèse des différentes stratégies d'échantillonnage actif des eaux de surface continentales

Type d'échantillonnage	Intérêts	Limites
Ponctuel	Image de la contamination du milieu à un instant donné Prise en compte possible du pic de contamination	Image instantanée Etre présent sur site pour prélever pendant le pic de contamination
Automatisé fractionné (asservi au temps ou au volume passé)	Suivi fin de la dynamique d'un évènement	Achat, installation et programmation du préleveur automatisé (connaissance préalable de la dynamique de transfert sur le site) Coût total des analyses à réaliser sur tous les échantillons prélevés individuellement
Automatisé composite	Evaluation de la concentration moyenne au cours d'un évènement de crue par exemple	Achat, installation et programmation du préleveur automatisé (connaissance préalable de la dynamique de transfert sur le site) Pas d'accès à la Cmax Dilution des concentrations, sous-estimation de l'exposition réelle.

Matrices gazeuses

La quantification des concentrations dans l'air ambiant sous forme gazeuse et particulaire a fait l'objet de deux normes AFNOR, l'une pour le prélèvement et l'autre pour l'analyse. (AFNOR Air ambiant - Dosage des substances phytopharmaceutiques (pesticides) dans l'air ambiant - Prélèvement actif. AFNOR XP X43-058 ; AFNOR Air ambiant - Dosage des substances phytopharmaceutiques (pesticides) dans l'air ambiant - Préparation des supports de collecte - Analyse par méthodes chromatographiques. AFNOR NF X43-059).

Pour rappel, la surveillance ne porte que sur la phase gazeuse + particulaire atmosphérique (sans distinction en général) et non sur les autres matrices (pluie, brouillard). Nous n'avons donc ainsi accès qu'à une partie une partie de la contamination atmosphérique. A noter que pour la CNEP, il a été nécessaire d'utiliser deux méthodes différentes : 1) pour les substances semi-volatiles, qui après extraction des supports de prélèvement (filtre + mousse PUF) par extraction accélérée par solvant (ASE) au dichlorométhane, ont été analysées par chromatographie en phase gazeuse ou phase liquide, et 2) pour les substances polaires (glyphosate, glufosinate et ampa) qui, compte tenu de leur très faible volatilité et afin de favoriser leur détection, ont été prélevées à l'aide d'un préleveur grand volume (DA80), équipé d'une tête de prélèvement de coupure granulométrique 10 µm (PM10),

sur une durée de 48 h et un débit de 30 m^3/h et après extraction du support de prélèvement (filtre) par de l'eau acidifiée et dérivation, ont été analysées par chromatographie en phase liquide couplée à une détection par fluorimétrie. Ce besoin de déployer deux méthodes complexifie la mise en œuvre de la surveillance.

Concernant les phases gazeuse et particulaire, différents biais peuvent générer une incertitude dans la quantification des concentrations. En premier lieu, lors des prélèvements actifs avec piège pour aérosols suivi d'un adsorbant en série pour piéger la fraction gazeuse (système usuellement utilisé pour la surveillance de la qualité de l'air), il est difficile de quantifier de manière fiable la répartition des pesticides dans chaque matrice, une volatilisation du pesticide depuis l'aérosol piégé sur le filtre engendrant une surestimation de la concentration en phase gaz et une sous-estimation du pesticide en phase particulaire, l'inverse pouvant avoir lieu aussi (Coscollà et Yusà, 2016; Anses, 2017; Galon *et al.*, 2021) même si Degrendele *et al.* (2016) semblent indiquer que pour certains de leurs composés, ce biais ne semble pas problématique. Pour pallier ce problème, Coscollà et Yusa (2016) citent différents systèmes tels que les « denuders » par exemple. Degrendele *et al.* (2016) utilisent quant à eux des impacteurs en cascade ce qui permet d'accéder à la distribution granulométrique des aérosols. Cependant, ces capteurs sont d'une mise en œuvre plus délicates sur le terrain et il reste pour l'instant difficile de les déployer suffisament pour une surveillance large.

Ensuite, l'efficacité de piégeage des adsorbants choisis peut ne pas être entière. Dans le cadre de la CNEP, 18 substances actives[21] ont présenté une efficacité de piégeage inférieure à la limite inférieure du critère de validation (60%), avec des efficacités de piégeage estimées entre 30 et 50% selon le composé et le niveau de concentration, engendrant une sous-estimation des concentrations pour ces composés. (LCSQA, 2020) rapportant des travaux de comparaison de différents adsorbants pour piéger la phase gaz, concluent qu'il faut faire des tests d'efficacité de piégeage avant de mener des expérimentations. Notamment, le perçage (*i.e.* le fait qu'une partie des composés ne soit pas piégée et ressorte du piège) doit être vérifié (Galon *et al.*, 2021).

Comme pour les autres matrices, des points de vigilance portent sur la variabilité des limites de détection/ quantification selon les laboratoires et les développements analytiques (en 2015, le LCSQA (2015) relevait des écarts pouvant atteindre des facteurs 10 à 20 sur les 7 laboratoires participant à l'étude portant sur 27 composés, avec seulement 20% des composés présenant des limites de quantification similaires), ainsi que sur les formes chimiques analysées, formes pas toujours précisées dans les publications ou différentes selon les études (Anses, 2020).

Rappelons enfin que les suivis menés lors des campagnes des AASQA reposent sur des durées de prélèvement de 2 jours ou 7 jours selon les AASQA, et sur un nombre de fenêtres temporelles données, fournissant ainsi une concentration moyenne sur la période de prélèvement et non continue dans l'année. Par ailleurs, l'interprétation qui en est faite doit tenir compte de la localisation des prélèvements, qui va conditionner le niveau de contamination observée. La stratégie spatiotemporelle déployée a donc des effets sur la représentativité des observations acquises. Dans le futur, elle pourrait être optimisée grâce à des outils de modélisation, moyennant leur opérationnalité (*cf.* Chapitre 5).

Matrices biologiques et végétaux (bioindicateur)

Les matrices biologiques sont échantillonnées dans les différents compartiments de l'environnement. La biosurveillance permet de mesurer la teneur de PPP accumulés dans les organismes (bioindicateurs ou biomoniteurs) sur une période donnée. Ces derniers sont, suivant le milieu considéré, des animaux, des végétaux ou des champignons. Chaque type de **biomonitoring** possède des spécificités :

- animal : parfois mobile, prise en compte de plusieurs voies de contamination (alimentation, cutanée, respiratoire),
- végétal : fixe, souvent assujettie à la caractérisation d'une zone donnée, sur une période de vie pouvant être assez longue,
- résultant de l'activité de l'animal : indirect, ex. nectar et pollen collectés par des abeilles.

[21] Bromadiolone, chlordane, chlorpyriphos méthyl, clomazone, difenoconazole dimethanammide (-p), ethion, éthoprophos, fenpropidine, lenacil, lindane, metamitrone, piperonyl butoxide, prochloraz, propyzamide, pyrimicarbe, spriroxamine, triallate

La **sélection des organismes** doit répondre aux critères suivants :

- espèces représentatives à l'échelle du territoire national, pour l'application d'une stratégie de biosurveillance à large échelle,
- ne pas faire partie d'espèces protégées ou en voie de disparition,
- capacité à accumuler des polluants. Deux facteurs permettent d'aborder cette capacité : le facteur de bioaccumulation (FCA) et le facteur de bioconcentration (FBC) ; le FBA représente l'apport total venant du milieu ambiant et de l'alimentation, tandis que le FBC reflète l'apport du seul milieu ambiant (Gonzalez et Foan, 2015).

Pour les organismes biologiques, des **biais** sont par ailleurs mentionnés (Fournier-Chambrillon *et al.*, 2004; Coat *et al.*, 2006; Lemarchand *et al.*, 2010; Smalling *et al.*, 2015) :

- dans le cas de prélèvements d'animaux morts, cela peut engendrer d'après les auteurs une sous-estimation des concentrations dans les carcasses, selon les évolutions depuis la mort de l'animal, ou une surestimation de l'exposition si seuls les animaux morts et pour lesquels un empoisonnement est suspecté sont considérés,
- variabilité de la contamination suivant les espèces considérées et les individus,
- différences des niveaux de contamination suivant l'organe considéré pour l'analyse (ex. foie, muscle…) (Bodin *et al.*, 2007; Monti et Coat, 2007; Breitwieser *et al.*, 2018), suivant l'âge (Monti et Lemoine, 2007; Sebastiano *et al.*, 2016) ou le sexe des individus (Bizarro *et al.*, 2014),
- possibles mécanismes de métabolisation ou de régulation des PPP au sein des organismes (ex. : régulation du cuivre par certains bivalves marins).

Ainsi, la variabilité observée suivant l'espèce considérée ou l'organe analysé permet difficilement des comparaisons spatio-temporelles de la contamination des organismes biologiques.

Les **stratégies de biosurveillance** existantes sont de deux types (Gonzalez et Foan, 2015) :

- la biosurveillance passive, qui utilise des prélèvements de populations ou de peuplements autochtones (exemple du réseau ROCCH sur les coquillages des zones d'élevage cotières),
- la biosurveillance active, qui se sert de transplants d'individus ou de végétaux provenant d'un site de référence ou d'un élevage (caging), par exemple des gammares (Geffard *et al.*, 2021), des escargots (Druart *et al.*, 2011b), ou des moules (*cf.* ci-dessous : réseau RINBIO).

A l'heure actuelle, dans les programmes de surveillance réglementaire des milieux aquatiques continentaux, les approches les plus développées sont les approches passives. Les approches actives sont, quant à elles, le plus souvent utilisées sur un nombre restreint de sites, par exemple pour faire de la comparaison entre 2 sites (amont/aval d'une source de contamination ou site pollué/site de référence). Une étude large échelle de caging avec des crustacés (gammares) a permis de caractériser les teneurs biodisponibles de métaux et micropolluants organiques hydrophobes (log kow > 3) dans des eaux de surface continentales (Besse *et al.*, 2012). Par ailleurs le biomonitoring actif est à la base du réseau de suivi RINBIO intégré à la DCE et mis en place depuis 1998 sur le pourtour méditerranéen ainsi que des études MYTILOS qui ont évalué la contamination chimique à l'aide de moules transplantées à l'échelle de l'ensemble du littoral méditerranéen (pas uniquement français) (Andral *et al.*, 2001; Scarpato *et al.*, 2010).

2.1.2. Variabilité liée au stockage des échantillons

Sols/sédiments

La **nature du matériau du flacon ou sac contenant l'échantillon de sol** n'est souvent pas mentionnée, car non perçue généralement comme une source de biais potentiel, alors que c'est crucial pour les eaux (norme ISO 5667-3 :1994 partie 3) et contrairement par ex. à ce qui se pratique pour les HAP ou les micro-plastiques. Mais on peut se poser question sur la véracité de cet *a priori*, par exemple pour les composés présentant des propriétés

d'adsorption particulières, très apolaires comme la chlordécone ou pouvant se complexer comme le glyphosate. De façon globale, il semble préférable que le contenant permette de limiter l'exposition à l'air (donc majoritairement rempli) et qu'il soit hermétique pour limiter à la fois l'évaporation, l'oxydation, la contamination extérieure et le changement d'humidité (Webster et Reimer, 1976).

Les **conditions de stockage** de sols entre le prélèvement et l'analyse sont en général indiquées, la plupart du temps dans le noir et à température contrôlée (4°C ou -20°C, rarement plus froid). Mais leur durée et leur effet potentiel sur les pertes de PPP ne sont en général pas mentionnées, voire négligées ou ignorées. Pourtant, il a été prouvé depuis longtemps que ces facteurs avaient un effet y compris dans des sols : une étude de 1976 indiquait déjà la perte de 50% de métribuzine (triazine) après 282 jours de stockage à -37°C d'un sol limono-sableux (Webster et Reimer, 1976). Des pertes en analytes ont également été observées pour d'autres PPP, tels que des pyréthrinoïdes dans des sols stockés à 4°C, de 8 à 17% en 2 semaines (Albaseer *et al.*, 2011) ou pour la trifluraline, de 40%, 50% et 66% en sols limono-argileux, limono-sableux et argileux respectivement après 450 jours de stockage à -15°C (Puchalski *et al.*, 1999). Mais ce n'est pas systématique : dans la même étude, c'est-à-dire après 450 jours à -15°C, Puchalski *et al.* (1999) n'ont pas observé de changement significatif pour l'EPTC, l'atrazine, l'alachlore, le dicamba, le 2,4-D ni le 2,4,5-T.

Avant ou après stockage mais avant analyse, les sols et les sédiments sont souvent séchés et broyés. L'effet potentiel de la **méthode de séchage** utilisée, c'est-à-dire la lyophilisation, ou à l'air à température ambiante (généralement d'environ 20°C) ou en chauffant n'est pas documenté dans la littérature.

Eau

Un recensement des **durées de stabilité** de paramètres physico-chimiques après prélèvement sur site, dont les PPP suivis dans le cadre des réseaux de surveillance des milieux aquatiques, a été réalisé par Aquaref (Moreau, 2014). Pour les PPP organiques dans les eaux, les exigences normatives sont fortes. Elles concernent la température pendant le transport (5°C ± 3°C), et la durée maximale entre le prélèvement et son analyse ne doit généralement pas dépasser 48 heures (si l'échantillon ne peut être congelé directement). Or cette durée peut être plus longue dans le cas d'échantillons prélevés dans les DROM par exemple et acheminés dans un laboratoire en métropole pour analyse. Des filières alternatives sont proposées et testées, comme par exemple l'extraction déportée sur site et le transport simplifié des extraits organiques moins encombrants que les échantillons d'eau et plus stables (Togola, 2012).

Les résultats de **tests de stabilité** de PPP dans des échantillons d'eau, auxquels ont participé 25 laboratoires dans le cadre de tests d'aptitude sont présentés dans l'étude de Ziegler *et al.* (2019). La stabilité de plus de 100 PPP a été évaluée dans les échantillons d'eau jusqu'à 9 jours à 4°C. La majorité des PPP sont stables dans les conditions du test, sauf quelques-uns (ex. cymoxanil, fénoxycarbe, procymidone, cyperméthrine, flumioxazine, folpel), pour lesquels il a été observé une rapide diminution de la concentration. Rabiet *et al.* (2010) ont étudié la stabilité de 6 PPP dans une eau de rivière prélevée en flacons ambrés polyéthylene téréphtalate (PET) et conservés jusqu'à 7 jours à 4°C à l'obscurité. Les auteurs observent une perte inférieure à 10% sur la période de 7 jours sauf pour la procymidone (perte de 40%, que les auteurs expliquent par un coefficient d'adsorption Koc supérieur à 1 500 L/kg).

Air

Testée au préalable lors de l'intercomparaison interlaboratoire (LCSQA et Ineris, 2015), une attention particulière a été portée à la problématique de la **conservation des échantillons** lors de leur transport pour valider ou non les données lors de la CNEP (LCSQA, 2020).

2.1.3. Variabilité liée à l'analyse des PPP dans les échantillons environnementaux

Le processus analytique pour le dosage des PPP dans les matrices environnementales comprend plusieurs étapes, représentées sur la Figure 4-43. Les sources de variabilité des résultats sont également indiquées sur cette figure,

et certaines sont détaillées dans la suite.

Quelle que soit la matrice, les méthodes analytiques mises en œuvre sont généralement de type **multirésidus**. Or, ces méthodes excluent certains PPP couramment utilisés comme par exemple les dithiocarbamates (mancozèbe, manèbe…) ou le glyphosate et l'AMPA qui nécessitent des méthodes spécifiques pour l'extraction et/ou l'analyse.

La **qualité de la quantification** de PPP à l'état de traces dans les échantillons environnementaux est souvent perturbée par des effets matrices liés à la présence d'interférents dans la matrice. Les laboratoires d'analyses doivent mettre en œuvre des stratégies pour contrôler et si possible corriger ces effets matrices (par exemple, avec l'utilisation de traceurs deutérés). Les méthodes de préparation des échantillons solides, et en particulier les matrices biologiques avec des fortes teneurs en matières grasses, peuvent en outre nécessiter des étapes supplémentaires de purification avant analyse pour limiter la présence d'interférents (Andreu et Pico, 2012).

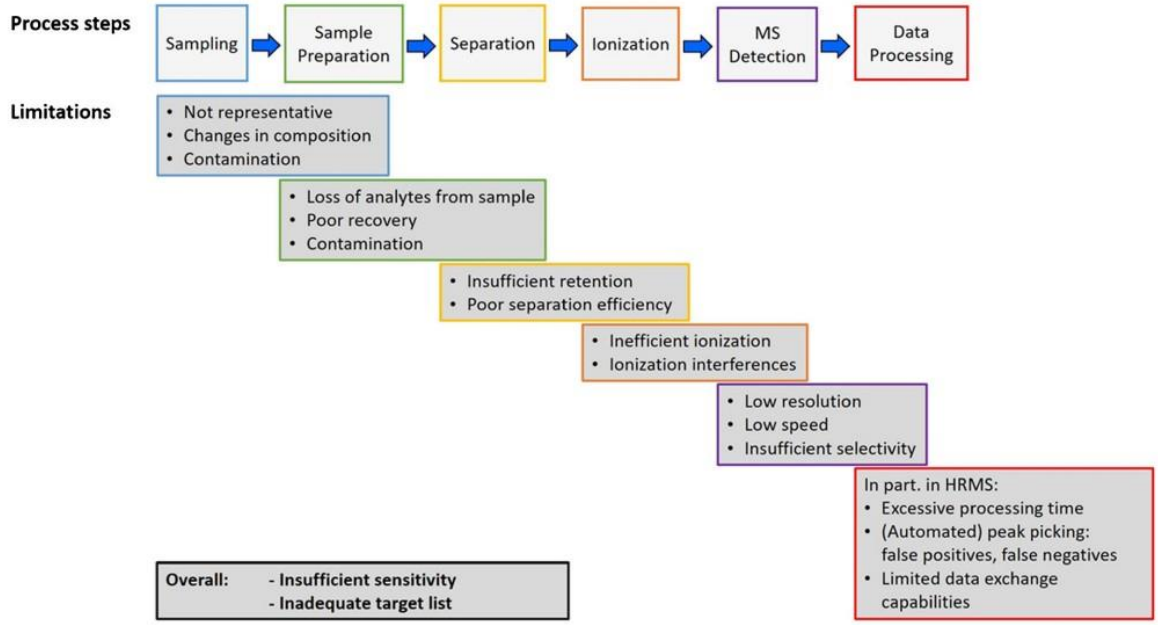


Figure 4-43. Principales étapes de l'analyse des PPP dans les matrices environnementales, associées aux sources de variabilité ou de biais des résultats (Source : Schmidt, 2018)

Pour la matrice eau, les méthodes utilisées dans le cadre réglementaire sont normalisées ou validées par les laboratoires, et les travaux des études scientifiques présentent désormais quasi systématiquement les performances des méthodes (a minima les limites de quantification et le cas échéant les rendements d'extraction).

Pour les sols, les **rendements d'extraction et de purification** ne sont souvent caractérisés (ou validés) que dans un nombre limité de types de sols en termes de texture, de pH, de teneurs en matière organique et/ou calcaire. Or il est connu que ces caractéristiques physico-chimiques ont un impact potentiel sur les rendements. Pour limiter ce biais, il est d'usage de recourir à des étalons internes, mais ce n'est pas systématiquement mentionné (et donc fait) dans les différents travaux.

Le recours aux **étalons internes** est lui-même source de biais potentiels, les principaux points critiques étant à la fois leur choix, leur concentration et le laps de temps entre leur insertion dans l'échantillon et le début de la phase d'extraction (Michael *et al.*, 2017). En effet, il est nécessaire que le comportement des étalons internes soit aussi proche que possible de celui des analytes (à toutes les étapes du protocole analytique), que les concentrations des étalons internes et des analytes soient d'ordre de grandeur comparables et que des interactions aient eu le temps de s'établir avec la matrice. D'un autre côté, un temps trop long risque d'engendrer une possibilité de dégradation des étalons internes, ce qui introduirait un autre biais.

La **stabilité des extraits ou même des étalons** est à assurer lors du processus analytique : cette précaution élémentaire est délicate à garantir de façon générale mais mérite une attention particulière notamment quand les formes de stéréoisomères sont étudiées. Par exemple, une énantiomérisation a été observée pour la cyperméthrine (mais pas pour la perméthrine) en solution dans certains solvants (isopropanol, méthanol), surtout ou plus rapidement en mélange avec de l'eau (Qin et Gan, 2007). Lors de la comparaison interlaboratoire menée par le LCSQA (2015) concernant l'analyse des PPP dans l'air sur uen sélection de 27 PPP, une bonne stabilité a été trouvée durant la conservationd des échantillons, sauf pour quelques composés pour lesquels une instabilité à partir de 24 jours, se traduisant par une dminution des concentrations. Cette instabilité s'étend à 30% des substances au bout de 40 jours. Par ailleurs, en analyse multirésidus les étalons sont en mélange et ne doivent pas réagir ensemble. Il peut aussi y avoir des phénomènes d'adsorption ou de photodégradation pour certains composés. Le comportement des molécules étudiées doit être suffisamment connu pour limiter les biais.

Les **effets matrices**, dus aux composés co-extraits avec les analytes et non éliminés lors des étapes de purification, peuvent introduire des biais « positifs » (surestimation des concentrations), mais le plus souvent négatifs (sous-estimation) par perturbation en LC-MS/MS de l'étape d'ionisation lors de l'introduction dans les spectromètres de masse. Ils peuvent varier considérablement d'un échantillon à l'autre, selon les caractéristiques physico-chimiques de la matrice. Ces effets peuvent être limités : 1) par une purification accrue des échantillons (mais cela alourdit les protocoles et implique des risques de perte de certains composés), 2) par l'emploi systématique de standards internes bien choisis (onéreux si ce sont des composés comportant des isotopes stables, deutérés ^{15}N ou ^{13}C, certains de ces standards n'étant même pas commercialisés en particulier pour les métabolites), 3) par la réalisation de gammes dans la matrice (mais multiples gammes nécessaires dans le cas d'explorations des contaminations dans des contextes pédologiques ou culturaux divers), 4) par ajouts dosés systématiques dans les échantillons (mais multiplication des manipulations avec erreurs de pipetage potentielles, ainsi que multiplication des nombres d'injections), ou 5) par dilution des extraits (mais cela réduit la sensibilité de la méthode). En dehors des protocoles 1, 3 et 5 mentionnés ci-dessus, il peut être possible de changer de mode d'injection ou d'utiliser un « protecteur d'analyte » ajouté à l'échantillon, tel que le l'acide L-gulonique- gamma-lactone (Sanchez-Brunete *et al.*, 2005). En GC-MS/MS, un effet matrice peut également intervenir, non lors de l'ionisation mais en amont, en favorisant la dégradation des analytes dans l'injecteur ou leur piégeage (au niveau du port d'injection ou du liner connectant l'injecteur à la colonne).

L'insertion de **blancs et d'échantillons de contrôle** est mentionné depuis quelques années dans les articles axés sur la méthodologie, mais pas dans les travaux plus anciens, ni dans ceux pour lesquels la méthodologie n'est qu'annexe (même dans les cas où ils ne se réfèrent pas à des méthodes publiées antérieurement). Elle est étudiée dans le cas de la comparaison interlaboratoires menée par le LCSQA (LCSQA et Ineris, 2015) qui a globalement trouvé des résultats satifaisants.

La présence de **composés mal séparés par chromatographie** : lors de l'intégration des pics, on peut surestimer l'aire d'un composé en intégrant l'aire d'un autre composé mal résolu (effet de carry-over). Ce biais est un biais positif et il est d'autant plus important que la concentration (et donc l'aire) du composé recherché est faible. La méthode de séparation doit donc être optimisée, et la détection aussi spécifique que possible. Pour cela, en spectrométrie de masse, l'attention au temps de rétention (relatif ou absolu), l'emploi de plusieurs transitions et la vérification des rapports d'ions entre ces transitions, voire l'emploi d'appareil HRMS (haute résolution) pour vérifier la formule brute, constituent des solutions adaptées pour limiter cet effet.

2.2. Outils innovants de prélèvements/échantillonnage

2.2.1. Sol

Dans les sols, l'usage d'échantillonneurs passifs *in situ* est limité. Dès 1992, Zabik *et al.* (1992) avaient proposé d'enfouir des sachets contenant de la phase silice greffée C18 dans des sols hautement pollués pour en cartographier la contamination. Tout en démontrant la faisabilité de cette démarche (pour les isomères I et II de

l'endosulfan), ils ont mis en évidence la variabilité de la réponse, peu en accord avec les teneurs totales, selon la composition du sol, son humidité et la durée de l'enfouissement. Cependant, quelques études se développent en laboratoire en utilisant des échantillonneurs passifs avec pour objectif d'évaluer la disponibilité environnementale (voire de mimer la biodisponibilité environnementale). Les capacités de fibres SPME – Solid Phase MicroExtraction ou microextraction sur phase solide – (revêtement PDMS, polydiméthylsiloxane), de disques Empore™ (copolymère styrène-divinylbenzène fonctionalisé sulfonate) et de membranes en silicone ont été évaluées dans des sols non saturés en eau vis-à-vis de conazoles et jugées largement variables et illogiques (Sudoma *et al.*, 2019). Toutefois, d'autres études semblent plus prometteuses lorsque le déploiement de l'échantillonneur passif est effectué à humidité supérieure (en laboratoire), à 100% de la capacité de rétention en eau (CRE) avec des DGT constitués de gel de copolymère styrène-divinylbenzène pour 9 PPP (Li *et al.*, 2019) ou de résine pour l'atrazine et ses produits de dégradation (Lin *et al.*, 2018), ou seulement à 80% de la CRE avec des DGT contenant une couche de TiO_2 dans le cas du glyphosate (Wang *et al.*, 2019).

Concernant d'autres méthodes alternatives tels que les tests **ELISA ou les biocapteurs**, quelques recherches ont eu lieu mais leurs sensibilités dans les sols semblent insuffisantes par rapport aux usages classiques de PPP (Justino *et al.*, 2017). Andreu et Pico (2012) relèvent quelques biocapteurs prometteurs pour des déterminations de PPP dans le biote, mais aucune utilisation *in situ* n'a été trouvée.

2.2.2. Milieux aquatiques

L'échantillonnage intégratif passif est défini par Mazzella *et al.* (2011) comme une technique basée sur la diffusion de molécules présentes dans le milieu échantillonné vers une phase réceptrice après passage d'une couche de diffusion. Parmi les échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) les plus utilisés, on peut citer les DGT (Diffusive Gradient in Thin film) pour les composés métalliques, les POCIS (Polar Organic Chemical Integrative Sampler) ou les Chemcatcher® pour les familles de composés organiques moyennement polaires et polaires, ainsi que les SPMD (Semi-Permeable Membrane Device), LDPE (Low Density PolyEthylene) ou MESCO pour les composés organiques hydrophobes.

Chaque EIP échantillonne une fraction de l'eau définie par son seuil de coupure (Figure 4-44). Les DGT permettent d'obtenir la concentration des métaux les plus « labiles » (ions hydratés, complexes minéraux, « petits » complexes organiques) ; les POCIS et Chemcatcher® celle des composés organiques présents en phase dissoute et sous forme de colloïdes de petite taille ; et les SPMD, LDPE et MESCO celle des composés organiques hydrophobes en phase dissoute exclusivement. Les EIP ne prennent donc théoriquement jamais en compte la part des PPP adsorbés sur les MES. Des outils d'extraction *in situ* sont développés pour répondre à l'exigence de prise en compte de la fraction totale de l'échantillon d'eau (ex. Jonsson *et al.*, 2019).

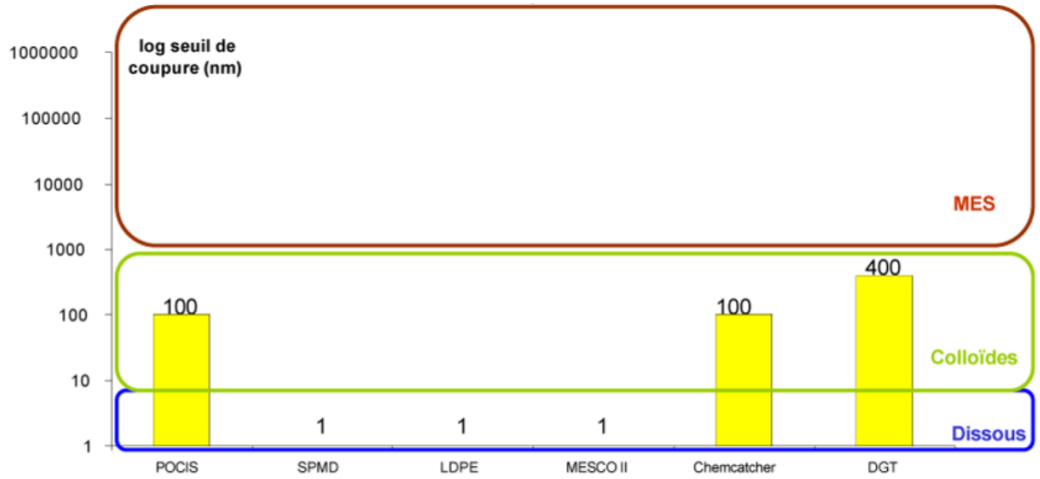


Figure 4-44. Seuils de coupure théoriques de différents échantillonneurs intégratifs en fonction des différents composants des milieux aquatiques (dissous, colloïdes et matières en suspension) (Source : Mazzella *et al.*, 2011).

L'échantillonnage intégratif passif s'est largement développé pour évaluer la contamination des PPP organiques et des inorganiques dans l'eau, sous réserve de disposer des données de calibration permettant de déterminer des concentrations moyennes en PPP dans le milieu à partir des quantités de contaminants accumulés sur l'échantillonneur passif (Valenzuela *et al.*, 2020). De très nombreux travaux de recherche ont porté sur l'évaluation des performances des EIP *in situ* et leur intérêt vis-à-vis de la surveillance en France, que ce soit pour les études prospectives (Mathon *et al.*, 2020) ou de recherches à différentes échelles d'études (Poulier *et al.*, 2014; Bernard *et al.*, 2019). Généralement, l'utilisation des EIP permet d'augmenter les fréquences de détection des PPP dans l'eau du fait de l'intégration des variations de concentrations, y compris les pics de crues, pendant la période de déploiement *in situ* et de l'abaissement des seuils de quantification grâce au pouvoir de préconcentration *in situ* des outils. Un exemple de comparaison des fréquences de quantification des PPP entre POCIS et prélèvements ponctuels dans le cadre de la surveillance est présenté sur la Figure 4-45 (Bernard *et al.*, 2019).

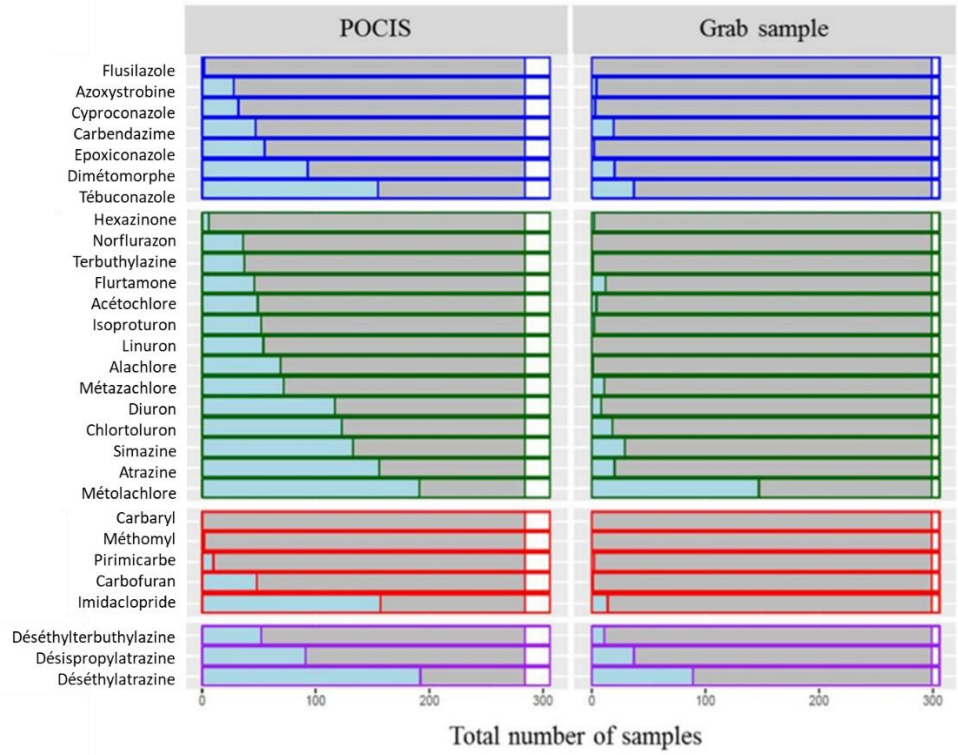


Figure 4-45. Nombre de PPP détectés (noms sur l'axe des ordonnées, avec le code couleur suivant : bleu = fongicides, vert = herbicides, rouge = insecticides et violet = TP) dans les POCIS ou dans les échantillons d'eau ponctuels sur les 306 échantillons de l'étude. La partie blanche de chaque histogramme correspond aux valeurs manquantes, la grise aux valeurs < limite de quantification, et la bleue aux données quantifiées (Bernard *et al.*, 2019)

Guibal *et al.* (2018) ont comparé les résultats d'analyses de PPP sur des POCIS et des échantillons d'eau ponctuels (fraction dissoute de l'échantillon) dans un petit bassin versant. Ils considèrent les 2 approches complémentaires et proposent 3 cas : i) les concentrations dans les prélèvements d'eau ponctuels sont supérieures au POCIS si le prélèvement a lieu pendant une crue avec un transfert conséquent de PPP dans les particules ou les colloïdes (même si l'analyse est réalisée sur des échantillons d'eau filtrés, le seuil de coupure à 0,7 µm lors de la filtration des eaux au laboratoire avant analyse est plus élevé que celui des membranes des POCIS à 0,1 µm), ii) les concentrations sont équivalentes si la contamination dans le cours d'eau a été stable pendant 14 jours, et iii) lorsque les niveaux de concentrations sont très faibles, seule l'utilisation des outils intégratifs permet de détecter la présence des PPP. C'est généralement pourquoi ils sont particulièrement utiles lors des dosages/recherches en milieu marin, lorsque les teneurs peuvent être extrêmement diluées.

Criquet *et al.* (2017) ont également comparé les données de contamination d'un cours d'eau obtenues avec des échantillonneurs POCIS et des préleveurs automatisés composites dans un contexte de contamination périurbaine.

Une bonne corrélation (R^2 = 0,89) est obtenue entre les concentrations moyennes en PPP des 2 jeux de données. Néanmoins, des différences sont observées pour certains composés pour lesquels les données de calibration (taux d'échantillonnage) des EIP déterminées en laboratoire et disponibles dans la littérature ne semblent pas adaptées aux conditions hydro-biogéochimiques de l'étude.

De **nouveaux outils** sont régulièrement proposés et évalués pour élargir la gamme des PPP pouvant être échantillonnés dans les milieux aquatiques (Fauvelle *et al.*, 2014; Martin *et al.*, 2016; Berho *et al.*, 2017; Guibal *et al.*, 2017; Valenzuela *et al.*, 2019; Taylor *et al.*, 2020). Enfin, dans l'optique d'obtenir une information la plus complète possible sur l'état de contamination des milieux aquatiques par les PPP et autres contaminants organiques, les **couplages entre l'échantillonnage intégratif passif et une analyse par HRMS** (détaillé ci-dessous) semblent très prometteurs et les exemples d'application en France ou au niveau mondial sont variés (Guibal *et al.*, 2015; Mazellier *et al.*, 2018; Renaud *et al.*, 2021; Taylor *et al.*, 2021).

2.2.3. Air

L'évaluation de la contamination de l'air peut se baser également sur des **capteurs passifs**. Différents systèmes sont en cours de développement depuis plusieurs années. Coscollà *et al.* (2016) synthétisent les capteurs passifs développés pour explorer la contamination de l'air par les pesticides. Ces capteurs piègent a priori uniquement la phase gaz (Galon *et al.*, 2021) relèvent des différences entre XAD et PUF quant à la possibilité de capter les particules) avec des durées d'exposition nécessairement longues, de plusieurs semaines à plusieurs mois. Différents systèmes ont été testés, à base de PUF, XAD-2, SPME… voire de nouveaux composants (dont certains ont un dépôt de brevet en cours – Levy *et al.* (2020)), surtout pour les POP mais aussi récemment pour les pesticides en cours d'utilisation. L'adsorbant Tenax a aussi été testé par Raeppel *et al.* (2015). Cependant, reste un challenge à relever : passer des quantités piégées aux concentrations environnementales nécessite de connaitre la durée de mise en équilibre qui dépend du capteur mais aussi des composés ; il est possible de se baser sur la phase de cinétique linéaire ou sur la phase d'équilibre. Il faut également établir le débit d'échantillonnage ainsi que rappelé par Galon *et al.* (2021) présentant les différents principes de préleveurs passifs. Schuster *et al.* (2021) reportent une méthode dans le cas des POP. D'après Coscollà *et al.* (2016), les capteurs passifs permettraient d'estimer les concentrations dans l'air avec un facteur 2 à 3 par rapport aux capteurs actifs (Coscollà *et al.* (2016), citant Harner *et al*. (2006)), les auteurs concluant alors que malgré de possibles améliorations, ces capteurs devraient rester moins fiables que le prélèvement actif. Ce constat porte très certainement sur l'aspect quantitatif, car on pourrait penser que de tels capteurs passifs pourraient être déployés pour évaluer le niveau global de contamination de l'air par ces composés, sur un pas de temps long et spatialisé, ces capteurs présentant un déploiement sur le terrain plus aisé que les capteurs actifs nécessitant souvent de l'électricité. Donc, leur intérêt dépend de l'objectif de la surveillance.

Les prélèvements actifs peuvent également faire l'objet d'amélioration en recherchant une meilleure opérationnalité sur le terrain (alimentation électrique par exemple) et en optimisant au mieux différents paramètres tels que le débit d'échantillonnage, l'efficacité de piégeage et la capacité analytique. Voir également section 2.3.

2.2.4. Matrices biologiques / bioindicateurs

Dans le sol, quelques études ont proposé d'utiliser comme bioindicateurs des invertébrés comme la bioaccumulation dans des escargots (Druart *et al.*, 2011b) ou le comportement d'évitement de vers de terre (Rastetter et Gerhardt, 2018). L'utilisation de lichens ou de microalgues comme les diatomées semble plus courante et documentée (voir les autres chapitres, en particulier le Chapitre 6 pour ses encadrés sur les lichens et sur les diatomées). En milieu aquatique continental, les biofilms peuvent être utilisés en tant que bioindicateur de contamination (Bonnineau *et al.*, 2021). En milieu marin, de nombreux coquillages sont couramment utilisés comme organismes sentinelles, bioindicateurs de la contamination du milieu marin (voir section 1.3).

Les teneurs en PPP dans le biote dépendent de facteurs biotiques (âge, taille, sexe, nutrition, reproduction) ainsi que de facteurs abiotiques (carbone organique, température, pH, oxygène dissous, hydrodynamisme). Ainsi, si l'on

cherche à remonter aux teneurs en contaminants dans l'eau, l'utilisation d'échantillonneurs passifs présente l'avantage de s'affranchir des facteurs biotiques. Toutefois, l'estimation des concentrations dans les eaux à partir des mesures effectuées avec les EIP peut être biaisée en particulier quand le milieu n'est pas turbulent, avec la formation d'une couche limite de diffusion à la surface de l'échantillonneur et à l'effet du biofouling (Gonzalez et Foan, 2015).

Gonzales *et al.* (2015) ont synthétisé les résultats de 64 études menées entre 1992 et 2012 pour mesurer en parallèle les teneurs en contaminants dont les PPP organochlorés dans le milieu par le biais d'échantillonneurs passifs et dans le biote *via* la biosurveillance (passive ou active). Les échantillonneurs passifs donnent une bonne indication des niveaux de contamination du milieu dans lequel les organismes se développent. Certaines études montrent des tendances comparables dans les données EIP et biote (notamment dans le cas de bivalves). En revanche, les auteurs précisent qu'il est encore difficile de prévoir les concentrations de contaminants dans le biote à partir de données d'échantillonnage passif. Par exemple, dans le cas des composés hydrophobes, les données obtenues par EIP peuvent permettre d'approcher les niveaux de contamination de la partie lipidique du biote « à l'équilibre », ce qui est rarement le cas in situ du fait de la variabilité temporelle et spatiale des processus responsables de l'accumulation des contaminants dans le biote.

En ce qui concerne le compartiment atmosphérique, des études de biomonitoring *via* des aiguilles de pin, du miel ou des lichens ont été menées. La capacité du biomonitoring à représenter la contamination ambiante est discutée par Al Alam *et al.* (2017) pour les aiguilles de pin, ils identifient plusieurs aspects : 1) un effet météo : la pluie diminuant la concentration dans l'air mais pouvant aussi lessiver les produits depuis les aiguilles, 2) l'âge des organismes, jeunes dans cette étude et ayant peu accumulé de produits, comme argumenté par les auteurs pour expliquer le pic de concentrations en POP observé, tout en notant un effet probable de l'intensité du vent, et 3) éventualité de photolyse, en lien avec la nature de la surface des aiguilles. Klanova *et al.* (2009) ont comparé les niveaux de contamination d'aiguilles de pin aux organochlorés avec des niveaux mesurés par préleveurs actifs et passifs. Les deux premiers systèmes sont en accord alors que les capteurs passifs semblent montrer une moindre efficacité de piégeage pour les particules ainsi qu'une dégradation. La différence de volume d'air équivalent estimé entre les composés suggère un effet de dégradation des PAH (plus rapide que celle de composés organochlorés).

Des végétaux sentinelles sensibles à certains pesticides sont également utilisés pour identifier la contamination d'une zone par un composé, notamment les herbicides.

2.3. Stratégies d'analyses émergentes des PPP organiques

Depuis les années 2010, on assiste à une **évolution notable des stratégies analytiques utilisées pour rechercher et quantifier de plus en plus de PPP organiques**, y compris quelques produits de transformation dans les différentes matrices de l'environnement et à des niveaux de contamination toujours plus faibles (par exemple les concentrations en pesticides dans l'air ambiant (i.e. pas en proximité des sources) sont généralement de l'ordre de quelques pg/m^3 à plusieurs ng/m^3, ce qui est relativement faible – cette gamme de concentrations les classes dans les « gaz traces » atmosphériques). Plusieurs revues présentent les avantages et les perspectives de ces nouvelles techniques, dont un nombre croissant de laboratoires est désormais équipé que ce soit pour la préparation, l'extraction/préconcentration des PPP dans les échantillons ou leur analyse (Schmidt, 2018; Deng *et al.*, 2020; Nasiri *et al.*, 2020; Pico *et al.*, 2020; Gavage *et al.*, 2021).

2.3.1. Préparation des échantillons environnementaux avant analyse

Nasiri *et al.* (2020) présentent une synthèse et une comparaison des **différentes techniques d'extraction des PPP** dans les échantillons d'eau avec leurs intérêts et leurs limites. Une méthode de préparation est un compromis entre coût, précision, sélectivité et sensibilité. Galon *et al.* (2021), dans leur revue de synthèse sur le monitoring

des pesticides dans l'atmosphère, précisent les différentes méthodes d'extraction et d'analyses disponibles (Soxlhet, extraction liquide sous pression (ELP), également appelée extraction par solvant sous pression (PSE), extraction par solvant accélérée (ASE), extraction par solvant accélérée sous pression (PASE) et extraction par solvant améliorée (ESE). Une méthode simple et miniaturisée d'extraction assistée par ultrasons a été proposée par Nascimiento *et al.* (2017) pour quantifier des pesticides dans les aérosols. Les laboratoires développent le plus souvent des méthodes multirésidus afin de couvrir une large gamme de PPP en une seule analyse, et essaient également de réduire la consommation de solvants organiques toxiques (coût, impact environnemental, santé humaine pour les opérateurs) (Lepom *et al.*, 2009; Ibanez et Cifuentes, 2020). Du fait de l'augmentation de la sensibilité des instruments d'analyse, les injections directes d'échantillons d'eau après juste une filtration peuvent être envisagées et permettent de s'affranchir, pour cette matrice, de l'étape de préconcentration (Tobiszewski et Namiesnik, 2012). L'extraction par désorption thermique, qui, couplée en ligne avec la chaîne analytique (GC/MS par exemple) permet également de s'affranchir de solvant et de gagner en sensibilité en ce qui concerne les prélèvements d'air. Cette méthode est adaptée aux composés non thermolabiles et présente néanmoins l'inconvénient de détruire l'échantillon lors de son analyse (contrairement à une injection d'un aliquote de solution d'extraction pour lequel un autre aliquote peut etre injecté au besoin). Cette méthode a été testée récemment pour une analyse multirésidus (Decuq *et al.* (2019; 2022)). Dans les matrices solides, les connaissances ont évolué depuis le début des années 2000 notamment grâce au développement des techniques d'extraction-purification, par exemple par QuEChERS (quick, easy, cheap, effiective, rugged and safe) avec ou sans dispersive-SPE, par extraction par liquide pressurisé (ASE™) ou par micro-ondes (MAE, Microwave assisted extraction).

2.3.2. Analyse des contaminants organiques

En ce qui concerne les analyses, la **chromatographie** liquide est la technique de séparation la plus souvent utilisée, compte tenu des propriétés physico-chimiques des PPP (Alder *et al.*, 2006). Le nombre d'analytes incorporables dans une même méthode **d'analyse multirésidus** sans perte trop préjudiciable de la sensibilité a augmenté considérablement ces dernières années. Un des facteurs qui a permis cette extension est le passage de la HPLC à la UHPLC (Ultra-high performance liquide chromatography), qui permet une meilleure résolution des pics et donc une augmentation du rapport signal/bruit. Par exemple, pour les 218 composés sélectionnés par Acosta-Dacal *et al*. (2021) pour analyse dans des sols (et auxquels il faut ajouter 7 standards internes deutérés) : 167 composés en LC-MS/MS (en mode positif et négatif, pour un temps total d'analyse par échantillon de 18 min) et 51 composés en GC-MS/MS (en 20,75 min par échantillon). Le recours au « suspect screening » et à la chromatographie 2D (par ex. GCxGC) permet d'augmenter encore ce nombre (Fernandes *et al.*, 2014). Des méthodes multirésidus comprenant un nombre variable de PPP ou produits de transformation ont également été appliquées au biote, par exemple 27 pour Daniele *et al*. (2018) dans les vers de terre, 76 pour Wiest *et al*. (2011) dans les abeilles, mais des méthodes existent pour plusieurs centaines (par ex. dans 250 µL de sang de faune sauvage (Rial-Berriel *et al.*, 2020)). L'effort dans le biote a essentiellement porté sur le développement de méthodes d'extraction et de purification adaptées à ces matrices spécifiques (Andreu et Pico, 2012). Pour que les méthodes d'extraction et purification soient aussi optimales que possible pour un ensemble de PPP, donc pour dresser la liste des analytes potentiellement analysables dans une même méthode multirésidus, des stratégies basées sur la chimiométrie ont été proposées : classification et analyse de clusters, ACP, plans d'expériences (Díez *et al.*, 2011). Le recours à de telles stratégies de chimiométrie pourrait constituer une piste pour inclure plus couramment des produits de transformation dans les méthodes d'analyse.

En comparaison de la chromatographie en phase liquide, la chromatographie gazeuse reste une technique de choix pour des composés hydrophobes volatils et thermiquement stables (pyréthrinoïdes, organochlorés, organophosphorés...) dont la détection est souvent plus sensible avec cette technique (Rosch *et al.*, 2019; Pico *et al.*, 2020; Galon *et al.*, 2021). A noter que la réalisation de la campagne CNEP a nécessité des mises au point spécifiques pour certaines : sels (dicamba, quinmerac, piclorame) (finalisation post-campagne, LCSQA, (2020), dithiocarbamates (mancozèbe, manèbe, metiram, thirame, non finalisée ; travaux en cours pour les éthylènes bisdithiocarbamates).

Mais, la plus grande avancée des connaissances sur les PPP et autres contaminants organiques dans l'environnement est sans conteste le résultat du **couplage de la chromatographie (liquide ou gazeuse) avec la spectrométrie de masse basse ou haute résolution (HRMS)**. L'utilisation de la spectrométrie de masse basse résolution (simple MS ou triple quadripôle MSMS) a permis d'élargir la gamme des composés quantifiables en une seule analyse, du fait de la non-spécificité du détecteur spectromètre de masse, et sous réserve que les molécules puissent s'ioniser pour atteindre des seuils de détection suffisants. Les couplages avec la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS) sont devenus plus courants dans les laboratoires environnementaux (Schmidt, 2018; Gonzalez-Gaya *et al.*, 2021; Renaud *et al.*, 2021). Bien que généralement moins sensible que le détecteur MSMS, la spectrométrie HRMS offre la possibilité de réaliser des analyses non ciblées, c'est-à-dire sans *a priori* sur les substances à rechercher, permettant ainsi l'identification (et la quantification, sous réserve que le laboratoire dispose d'étalons) de contaminants initialement non ciblés dans des matrices environnementales complexes (Schmidt, 2018; Soulier *et al.*, 2021). Ainsi, l'analyse non ciblée permet d'identifier si des contaminants nouveaux ou émergents sont présents dans un échantillon et d'aider à la mise à jour des listes de surveillance au moment du prélèvement et de l'analyse, ou lors d'un retraitement postérieur (analyse rétrospective) des données acquises.

En s'appuyant sur la puissance de ces couplages chromatographies / HRMS, de plus en plus de travaux présentent désormais des données de contamination sur des **listes très larges de substances** (Moschet *et al.*, 2014; Altenburger *et al.*, 2015). Les principaux freins au développement en routine résident dans le coût encore élevé des appareils, et surtout dans la technicité et le temps personnel nécessaires pour le retraitement de données acquises.

En ce qui concerne le **compartiment atmosphérique**, une des pistes très prometteuse et en cours de test au niveau des sources d'émission concerne la technique de PTRMS qui permettrait de mesurer des concentrations à haute fréquence (et non plus sur des durées contraintes par la durée de prélèvement minimale requise pour permettre une quantification, souvent plusieurs heures) et sur un temps plus long. Différents tests en montrent la pertinence (Vesin *et al.*, 2013; Murschell *et al.*, 2017) - mise au point en laboratoire ToF-CIMS pour atrazine, métolachlore, permethrine et trifluraline ; Murschell *et al.* (2019) - mesure au champ pendant et post application TOF MS avec acetate ionisation pour 2,4D ; Gros *et al.* (2020) pour le chlorothalonil, projet en cours sur prosulfocarbe et pendiméthaline).

2.3.3. Cas des substances polaires et des énantiomères

La recherche et le dosage de PPP polaires, dont la plupart des TP, ne peut généralement pas être couverte par la chromatographie liquide en phase inverse (RPLC) pratiquée par la plupart des laboratoires. L'article de synthèse de Knoll *et al.* (2020) présente les techniques de préparation des échantillons et d'analyses des composés très polaires et ionisés dans les eaux et le biote. Parmi les techniques en plein essor, la chromatographie d'interaction hydrophile (HILIC), la chromatographie bidimensionnelle (RPLC-HILIC-LC-HRMS) ou encore la chromatographie en fluide supercritique (SFC) sont prometteuses pour relever les défis de l'analyse de tels composés.

Les énantiomères sont des arrangements spatiaux d'une même molécule qui sont images l'un de l'autre dans un miroir et ne sont donc pas superposables. Une molécule ayant deux énantiomères est dite chirale. Il existe trois sortes de nomenclature permettant de différencier les énantiomères : R/S, D/L et +/- (ex. S-métolachlore). Les énantiomères ont des propriétés physico-chimiques identiques, mais ils peuvent avoir des effets différents, en termes d'efficacité, de toxicité, ou encore de dégradation. La plupart des PPP chiraux sont commercialisés en mélange en proportions égales (ou mélange racémique), à l'exception des pyréthrinoïdes (perméthrine, cyperméthrine, cyhalotrine…), des herbicides acétoanilides (métalaxyl, bénalaxyl, métolachlore) et des herbicides acides arylalcanoïques (dichlorprop, mécoprop, dicofol, fluazifop-butyle…), pour lesquels les produits sont enrichis en l'énantiomère actif. En France, plusieurs substances ont subi un changement de ratio entre isomères, au cours des dernières années. On peut également citer l'exemple de l'herbicide métolachlore, interdit en France depuis 2003, et remplacé par son énantiomère actif le S-métolachlore.

L'analyse des énantiomères est contraignante pour les laboratoires d'analyse, en raison du manque d'étalons, du coût des colonnes chromatographiques chirales spécifiques et de l'optimisation de la méthode de séparation. Deux revues récentes proposent une synthèse sur les dernières techniques analytiques de séparation des énantiomères de PPP (Carrao *et al.*, 2020; Deng *et al.*, 2020). Les analyses des énantiomères sont principalement réalisées dans le cadre d'études spécifiques. C'est pourquoi, les différents énantiomères ne sont pas distingués dans les suivis des milieux aquatiques effectués dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (Amalric *et al.*, 2013).

Globalement, la plupart des méthodes analytiques actuellement mises en œuvre ne différencient pas, ou rarement, les diastéréoisomères ou les énantiomères. Or ces différentes formes d'un PPP peuvent avoir des persistances différentes (e.g. pyréthrinoïdes, Li *et al.* (2009)) et/ou des niveaux de bioaccumulation différentes (e.g. rodenticides anticoagulants de seconde génération, Fourel *et al*. (2017; 2018), voire aussi des toxicités différentes (e.g. fongicides triazoles, Liu *et al.* (2021b); Skulcova *et al.* (2020); Bielska *et al.* (2021)). Des efforts de recherche sont amorcés sur ces points, mais ils restent largement à développer en particulier en situation de terrain. En termes de capacités résolutives des colonnes chirales, ces travaux pourraient par exemple s'appuyer sur le renouveau des couplages SFC-MS/MS (Cutillas *et al.*, 2020), en complément de la LC-MS/MS (2019; Galon *et al.*, 2021; 2022).

2.3.4. Cas des mélanges complexes, incluant la recherche de produits de transformation

Désormais, il est convenu que les PPP ne peuvent être considérés indépendamment les uns des autres et qu'un suivi systématique des différents composés de chaque famille, incluant les TP, voire même l'identification de substances émergentes est indispensable pour appréhender la complexité chimique de la contamination de l'environnement.

De très nombreuses études au niveau national ou international ont étudié et démontré l'intérêt et les multiples potentialités de **l'analyse à spectre large** en couplant chromatographie essentiellement liquide et spectrométrie de masse haute résolution HRMS. Les principales perspectives de cette méthodologie analytique résident dans une recherche de produits de transformation de PPP (ex. Climent *et al.* (2019); Reemtsma *et al.* (2013); *Heffernan et al.* (2017)*)* au moins qualitative dans un premier temps en l'absence d'étalons analytiques (Baran et Bristeau, 2018) ou dans l'analyse rétrospective de données acquises antérieurement et bancarisées (Gonzalez-Gaya *et al.*, 2021). La recherche et l'identification de nouveaux TP peut être accessible aux laboratoires possédant ce type d'instrumentation. Cependant, devant la très grande quantité de TP potentiellement formés dans l'environnement et la difficulté à mettre en œuvre une telle démarche par les laboratoires spécialisés en analyse ciblée de contaminants organiques, le nombre de travaux proposant des stratégies de priorisation (Melin *et al.*, 2020) et des méthodologies d'identification de nouveaux TP est en constante augmentation au fil des années (ex. Krier *et al.* (2021), Zhang *et al.* (2021)).

Parmi les technologiques analytiques de pointe associées à la HRMS, qui permettent d'augmenter la fiabilité de l'identification de contaminants dans des mélanges complexes de matrices environnementales, on peut citer la mobilité ionique et la chromatographie bidimensionnelle. Pour plus de détails, le lecteur se réfèrera aux références suivantes par exemple : (Ochiai *et al.*, 2011; Schmidt, 2018; Knoll *et al.*, 2020; Celma *et al.*, 2021).

En complément des méthodes d'analyses chimiques, des approches basées sur des systèmes biologiques d'alerte en temps réel sont présentées dans la littérature (Bownik et Wlodkowic, 2021). Ces travaux s'appuient sur la surveillance en continu de paramètres comportementaux et/ou physiologiques d'espèces aquatiques bioindicatrices appropriées.

Enfin, des méthodes non invasives sont en phase de recherche pour s'affranchir des biais liés aux prélèvements des matrices biologiques, comme l'extraction in vivo sur fibre SPME, les biocapteurs, cités par Andreu et Pico (2012).

3. Conclusions

L'analyse présentée dans cette partie sur l'évaluation de l'état de la contamination de l'environnement par les PPP se base sur les résultats de la recherche bibliographique présentée au début de ce chapitre et des connaissances des experts. Les résultats et les conclusions présentés n'ont donc pas la prétention d'être exhaustifs.

3.1. Principaux acquis

La contamination généralisée de tous les compartiments (et matrices associées) de l'environnement par les PPP est avérée en France (métropole et DROM). Des PPP ont été observés dans la très grande majorité des **sols**, particulièrement des sols agricoles utilisés en agriculture conventionnelle. La contamination par les PPP est ubiquiste dans les **milieux aquatiques** continentaux et marins, quelles que soient la taille du cours d'eau ou la façade maritime considérée (métropole/DROM, Méditerranée/Golfe de Gascogne/Littoral Breton ou Manche mer du Nord), et ce quelle que soit la distance à la côte (champs proche, médian ou éloigné), la profondeur ou la matrice considérée. Toutes les matrices (biologique, sédimentaire ou aqueuse, dissoute ou particulaire) sont touchées par une contamination par les PPP, lorsque ceux-ci sont recherchés. **L'atmosphère** présente également une contamination par les PPP en métropole et dans les DROM, dans les phases gazeuses et particualires, principales phases atmosphériques échantillonnées. Des données beaucoup plus ponctuelles sur la contamination de l'eau de pluie ou du brouillard émanent d'équipes de recherche, ainsi que sur la distribution granulométrique des pesticides dans l'air ou leur distribution entre la phase gaz et particulaire.

La **nature des PPP** recherchés et ceux potentiellement détectés est variable selon les études. Pour les sols, le nombre d'études (et de détections) semble plus élevé en vignobles ou pour des composés « phares » tels que l'imidaclopride ou la chlordécone aux Antilles. Des PPP interdits depuis de nombreuses années sont toujours observés (ex. DDT, lindane, atrazine…). Dans les eaux, les herbicides (et en premier lieu le métolachlore et le diuron) et leurs produits de transformation sont les substances les plus souvent détectées et quantifiées à fortes teneurs dans la phase aqueuse. En milieu marin, le métolachlore arrive aussi parmi les substances les plus retrouvées en phase dissoute (c'est la substance encore autorisée qui est la plus retrouvée). Dans les milieux aquatiques, les PPP interdits, plutôt hydrophobes, sont généralement retrouvés préférentiellement dans les sédiments et le biote. Et ils le sont encore fréquemment. La mise en œuvre de la DCE dans les milieux aquatiques (eaux douces et marines) depuis 2000 a entrainé un focus spécifique sur les substances prioritaires dont certaines, même si elles sont interdites, sont retrouvées encore fréquemment car recherchées de manière bien plus fréquente dans le cadre des suivis règlementaires (par exemple atrazine, simazine, isoproturon…). Dans l'air, les composés suivis pour la surveillance sont sélectionnés d'après une méthode de hiérarchisation multicritère (avec possibilité de prendre en compte un critère de toxicité mais pas de critère d'écotoxicité pour l'instant, celui pouvant être intégré une fois défini). Ils comprennent des produits en cours d'utilisation ou interdits, des POP et peu de produits de transformation ni de produits de biocontrôle. L'ensemble des familles herbicides/fongicides/insecticides est représenté. Dans l'air et les milieux aquatiques, la contamination par les PPP dépend localement des pratiques alentours avec une saisonnalité de la contamination généralement en lien avec les périodes de traitement.

D'un point de vue quantitatif, les **niveaux de concentrations** sont différenciés suivant les compartiments. Dans les sols, les concentrations sont très variables, du seuil de détection (par ex. fraction de µg/kg) à plusieurs centaines de µg/kg, exceptionnellement des mg/kg pour les PPP organiques. Les concentrations en cuivre atteignent couramment plusieurs centaines de mg/kg en vignoble. Dans les eaux, il est observé des gradients de concentrations très marqués de l'amont des bassins versants continentaux (proches les sources de contamination) vers l'aval. Toutes les matrices des cours d'eau (phase dissoute, MES, sédiments, biote) contiennent des PPP en teneurs variables dans l'espace et dans le temps suivant la taille du bassin versant, les cultures, la période de l'année où l'échantillonnage a eu lieu et le délai entre l'épandage et le prélèvement, la météo… Pour le milieu marin, les gradients de concentrations sont également forts de la côte vers le large. 75% des teneurs quantifiées en PPP dissous dans les eaux côtières sont inférieures à 50 ng/L mais en se rapprochant des côtes et donc des sources de ces substances, c'est autant le nombre de substances quantifiées simultanément que leurs teneurs qui

augmentent. C'est le cas généralement dans les eaux de transition (lagunes ou estuaires) ou dans des baies semi-fermées où les temps de séjour des eaux sont plus longs (médiane des teneurs[22] des eaux côtières = 4 ng/L, médiane des teneurs des MET lagunaires = 9 ng/L, médiane des teneurs des MET estuariennes = 70 ng/L, et moyennes du nombre de substances quantifiées simultanément en eaux côtières et eaux de transition, respectivement 8 et 15). Si les teneurs dissoutes sont plus faibles dans les eaux du large, en revanche, les poissons de haut niveau trophique (anguilles, merlus…) et les cétacés (delphinidés) concentrent la contamination par certains PPP hydrophobes (insecticides OC essentiellement) de manière importante (jusqu'à des facteurs 10 000 par rapport aux premiers maillons trophiques). Dans l'atmosphère, des niveaux de concentrations variables sont relevés en fonction des composés, de la quantité utilisée et de la distance à la source. Des substances sont également retrouvées après la période de traitement, et une contamination non nulle hors période de traitement peut être observée. La contamination par les POP semble plus homogène sur l'année. Enfin, la contamination est observée en milieu rural et en milieu urbain. Globalement, les niveaux de concentrations en substances interdites décroissent dans les milieux aquatiques et dans l'air après leur arrêt d'utilisation. Plus spécifiquement, il est mis en évidence, en particulier grâce aux suivis réglementaires à long terme, une tendance à la décroissance des niveaux de concentrations en chaque PPP analysé dans les eaux douces.

Les suivis de contamination du **biote** tous compartiments confondus mettent en avant une longue liste de biais liés au choix des organismes, à la variabilité liée à l'espèce ou à l'organe considéré pour l'analyse. En milieu terrestre, des transferts sont avérés vers différents organismes, tels que des vers de terre, des escargots, des abeilles, des vertébrés granivores ou prédateurs, avec parfois des phénomènes de bioaccumulation. Quelques travaux mettent en œuvre des bioindicateurs comme les aiguilles de pins ou les lichens. La surveillance des PPP dans le biote des eaux douces se met en place en prenant en compte les contraintes spécifiques, mais c'est dans le compartiment marin que le suivi de la contamination du biote est le plus développé. Plus de 90% des PPP organiques détectés dans le biote marin en métropole sont des POP organochlorés historiques interdits (essentiellement des insecticides et le fongicide HCB). Concernant ces substances hydrophobes, les tendances générales sont à la décroissance des concentrations dans le biote et les sédiments sur l'ensemble du littoral métropolitain (à l'exception du cuivre dans certaines zones). Plusieurs substances hydrophiles ont été détectées dans des matrices biologiques avec des concentrations parfois supérieures à 100 µg/kg (e.g. métolachlore et terbuthylazine dans la chair des Mérous *Epinephelus merra*, de Polynésie française). Le glyphosate a été détecté à des teneurs maximales de plusieurs centaines de µg/kg dans plusieurs organismes des récifs coralliens français du Pacifique, à plusieurs niveaux trophiques (herbiers, poissons omnivores, poissons macro-carnivores), et proches du mg/kg dans des macrophytes. Les insecticides néonicotinoides sont peu suivis en milieu littoral et marin mais des études ponctuelles ont rapporté la présence d'imidaclopride dans différents écosystèmes (quelques ng/L), de thiametoxam dans des lagunes (idem) et de fipronil dans des anguilles de l'étang du Vaccarès (C_{max} = 140 µg/kg). L'état de la chaine trophique marine vis-à-vis de la présence de chlordécone aux Antilles est très bien décrit.

L'analyse de la littérature a également fait ressortir des acquis en termes de **stratégies d'échantillonnage et d'analyse**. Dans les milieux aquatiques, le développement de stratégies d'échantillonnage intégrées (échantillonneurs intégratifs passifs, sédiments, biote pour le marin) permet de pallier les insuffisances des prélèvements ponctuels réalisés dans le cadre de la surveillance de la matrice eau. Pour l'atmosphère, la surveillance renseigne la situation dans des contextes de fond (*i.e.* pas à proximité immédiate des zones de traitements), et ce pour la phase gazeuse et particulaire (sans distinction des deux phases). La durée des prélèvements réalisées pour la surveillance est soit de 48 h soit de 7 jours, ce qui peut engendrer un lissage des niveaux de concentrations. Des capteurs passifs sont en cours de mise au point depuis plusieurs années par des équipes de recherche. Par ailleurs, de récents tests de nouvelles méthodes d'acquisition hautes fréquences au niveau des parcelles traitées sont prometteurs.

Pour tous les compartiments, l'utilisation de techniques analytiques de plus en plus performantes en termes de sensibilité permet de rechercher toujours plus de PPP à des niveaux de concentrations toujours plus faibles ; le nombre de substances détectées augmente alors inévitablement.

[22] Par rapport au jeu de références bibliographiques « marines » pris en compte

3.2. Lacunes/manques/questions peu abordées

Un certain nombre de sujets sont peu ou pas abordés dans notre analyse, et ce **quel que soit le milieu**.

Ainsi, quel que soit le compartiment, nous avons relevé des manques concernant :

- les produits de transformation (TP),
- les produits de biocontrôle,
- les composés dans les DROM hors chlordécone en Martinique et Guadeloupe (pour le compartiment atmosphérique, les recherche sont très récentes et en lien avec la CNEP essentiellement),
- la contamination dans les JEVI,
- les liens entre la contamination du biote et celle de son habitat,
- des études à long terme sur des sites « intégrés » disposant de suivis transversaux le long de continuum terre-mer et plus largement comprenant tous les compartiments de l'environnement.

Enfin, d'un point de vue méthodologique, les incertitudes de mesure sont encore très peu renseignées, même si les performances des méthodes analytiques sont généralement présentées, au moins dans les études les plus récentes.

Sont présentées ci-après les lacunes spécifiques repérées pour chaque milieu.

• **Milieu terrestre.** Les données à large échelle sont très fragmentaires sur le territoire français (hors RMQS, sur le cuivre et un nombre restreint de PPP organiques plutôt anciens). Une nouvelle campagne 2016-2027 est néanmoins en cours sur une liste plus large de PPP actuels. Par ailleurs, il existe peu de données sur l'évolution dans le temps, et une quasi absence de données sur le long terme (> 2-3 ans), surement du fait de la fragmentation des études et de l'absence de suivis réglementaires. Enfin, la généricité de quelques conclusions est encore à prouver du fait du faible nombre d'études, particulièrement en ce qui concerne la présence de PPP, y compris à concentrations relativement élevées, dans des sols a priori non traités (en agriculture biologique, en prairie, sous des haies), ou encore la persistance de spores de *Bt* et la production de toxines dans les sols.

• **Milieux aquatiques.** Outre les constats évoqués précédemment, il existe encore peu de données à large échelle et récurrentes, concernant le suivi des PPP non prioritaires dans les eaux, si bien qu'il est impossible de réaliser des comparaisons spatiales et temporelles pour ces substances, jugées non prioritaires règlementairement mais qui peuvent constituer un risque pour les écosystèmes malgré tout (ex. des hydrophiles en milieu marin). La contamination du biote est également peu décrite pour ce type de substances, même si *a priori* leur capacité à se bioconcentrer est moindre, certaines études montrent une accumulation non négligeable dans les chaînes trophiques des récifs coralliens du Pacifique. Les producteurs primaires sont sous-représentés dans la connaissance des niveaux de contamination des chaines trophiques, pour tous types de PPP. Probablement pour des raisons techniques évidentes, la contamination du milieu marin profond au sens large est peu décrite. Dans les eaux douces, la contamination en néonicotinoïdes (en particulier l'imidaclopride) est largement mise en évidence dans les suivis réglementaires et dans les études européennes. En revanche, la fréquence de détection de cette substance dans l'eau n'est pas très élevée dans les études scientifiques ; les recherches semblant plus récentes pour cette substance.

• **Milieu Air.** En ce qui concerne le milieu atmosphérique, il y a peu de données sur les matrices autres que la matrice gazeuse et particulaire, et peu de données à une large échelle sur les niveaux de contamination en proximité des zones d'épandage. Ceux-ci commenceront à être renseignés, pour le contexte viticole, par la campagne en cours SpF/Anses PestiRiv. Enfin, la contamination de l'atmosphère peut avoir lieu au moment de l'application par dérive des gouttelettes pour les applications par pulvérisation ou en post application par volatilisation. Or, l'identification de la voie de transfert majoritaire engendrant la contamination observée reste incertaine.

3.3. Pistes de recherche

Les pistes de recherches énoncées ci-dessous pour **améliorer les connaissances sur l'état de contamination des différents compartiments de l'environnement** dérivent de l'analyse de la littérature faite par les experts et de l'identification des lacunes.

• Dans les compartiments où elles existent, en particulier les milieux aquatiques et l'air, les nombreuses **données issues des réseaux de surveillance** sont largement sous-interprétées dans la littérature scientifique, bien qu'elles soient disponibles en libre accès. Une telle exploitation pourrait porter sur une mise en regard plus systématique et globale des niveaux de contamination avec les pratiques (calendrier de traitement, matériel pour le compartiment aérien), les quantités utilisées (lien avec les données de la BNBVD-S notamment), le profil des substances (physico-chimique, environnemental), les conditions météorologiques, la distance à la source, une potentielle interdiction pour en analyser son effet, ou enfin la mise en œuvre de modèles pour aider à l'interprétation. Pour l'eau, on peut citer l'exemple de la méta-analyse réalisée par Carles *et al.* (2019) pour le glyphosate, quelques jeux de données utilisés par Hossard *et al.* (2017) pour évaluer l'effet de la mise en place du plan Ecophyto sur la qualité des eaux, ou l'étude internationale présentée par Schreiner *et al.* (2016) qui compare la contamination des cours d'eau de 4 pays (France, Allemagne, Pays-Bas et USA) à partir des données de surveillance.

• En termes d'analyses, il serait nécessaire d'avoir une image plus complète de la contamination en croisant les **technologies analytiques** disponibles : GC et LC couplées à la spectrométrie de masse en tandem – MS/MS –, pour la sensibilité, avec possiblement moins besoin d'étape d'extraction/préconcentration en amont pour les eaux en particulier, ou à la spectrométrie de masse haute résolution – HRMS – pour obtenir un éventail plus large de recherche et d'identification en utilisant les approches suspectées dans un premier temps voire non ciblées. Le déploiement de ces approches permettra en particulier d'élargir la recherche des produits de transformation et des énantiomères. Ces démarches ne pourront pleinement se développer que si ces produits sont commercialement disponibles pour confirmer sans équivoque la présence et surtout pour pouvoir déterminer les niveaux de concentration. En complément, il semble indispensable de poursuivre les travaux pour mieux cerner la variabilité liée au stockage et au prétraitement des échantillons, en particulier pour les échantillons solides.

• En temes d'identification des composés prioritaires à surveiller, il serait nécessaire **d'intégrer les impacts écotoxicologiques** dans les critères de sélection de PPP ; par exemple, pour le compartiment atmosphérique notamment, *via* l'outil Sphair en prenant en compte le critère écotoxicologique ainsi que préconisé par la Cour des comptes (2020).

• Les réflexions sur **l'adaptation des stratégies d'échantillonnages** (actifs et ou passifs) doivent se poursuivre pour mieux rendre compte de la variabilité des contaminations au cours du temps et/ou dans l'espace, par exemple en synchronisant des prélèvements sur plusieurs compartiments.

• Des outils ou approches seraient à développer pour faciliter les liens entre la présence des PPP, les **niveaux d'exposition et les effets**. On peut citer l'exemple de l'utilisation, dans les milieux aquatiques, d'échantillonneurs passifs de type POCIS couplée à l'approche PICT – Pollution-Induced Community Tolerance – pour évaluer les effets écotoxiques sur les communautés biologiques. Il serait de plus intéressant d'intégrer l'évaluation de la **biodisponibilité** dans les études en milieux terrestre et aquatique.

• Au-delà de l'interprétation par compartiment, un travail serait nécessaire pour acquérir et interpréter les données de **contamination tout au long du continuum** sur des sites/observatoires ateliers pérennes afin d'améliorer les connaissances sur la dynamique temporelle des apports et de transferts de PPP au sein de l'environnement.

• La nécessité de poursuivre l'étude de certains **processus qui gouvernent la présence des PPP et de leurs produits de transformation** dans l'environnement et pour lesquels certains verrous de connaissance persistent : la dégradation des PPP, l'identification des produits de transformation, leur devenir, les interactions des PPP avec les autres contaminants ou entre eux, l'effet de la formulation sur le comportement des SA et donc leur présence dans l'environnement.

• Le besoin d'approfondir les connaissances sur la **partition entre matrices au sein d'un compartiment** (e.g. phase particulaire/gaz dans l'air, dissous/particulaire dans les eaux) et la caractérisation des matrices (granulométrie des aérosols pour l'air, gouttes de pulvérisation…), voire d'intégrer le suivi de la contamination d'autres matrices comme celle des eaux de pluie qui complèterait l'analyse de la contribution des transferts atmosphériques à l'exposition des écosystèmes non-cibles.

• Enfin, le besoin de poursuivre les **développements de modèles de transferts** aux échelles locale, régionale ou nationale afin :

- de mieux prédire la dissipation des PPP au sein de l'environnement et ainsi l'exposition des écosystèmes non-cibles que cela soit spatialement et temporellement. Il est ainsi primordial d'adosser à ces développements l'acquisition de jeux de données pertinents requis pour l'évaluation de ces modèles (voir également Chapitre 5, Pratiques et Aménagements),

- d'aider à l'interprération de la contamination observée,

- d'aider à la définition de stratégies spatio-temporelles d'échantillonnage en considérant plusieurs compartiments de l'environnement.

Références bibliographiques

Aasqa AirParif, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air. Synthèse des résultats en Ile-de-France*. https://www.airparif.asso.fr/etudes/2020/campagne-nationale-exploratoire-des-pesticides-dans-lair

Aasqa Aspa, 2014. *Campagne de mesures. Evaluation des produits phytosanitaires dans l'air en Alsace centrale*, (ASPA 14030602-ID).

Aasqa Atmo Sud, 2020. *Résultats de la campagne nationale exploratoire des résidus de pesticides dans l'air ambiant Zoom sur la région Sud Provence-Alpes-Côte d'Azur*. https://www.atmosud.org/sites/paca/files/atoms/files/200722_note_technique_atmosud_pesticides_cnep.pdf

Aasqa Auvergne-Rhône-Alpes, 2015. *Exposition des abeilles aux polluants atmosphériques. Mesures dans l'agglomération de Lyon - 2013*. https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/ra/files/publications_import/files/rapport_final_exposition_abeilles.pdf

Aasqa Haut de France, 2020. *Mesure des pesticides dans les Hauts-de-France en 2018-2019*. https://www.atmo-hdf.fr/joomlatools-files/docman-files/Rapport_et_synthese_etudes/2020/CNEP_Rapport_2020VF.pdf

Aasqa Nouvelle-Aquitaine, 2020. *Les pesticides dans l'air. Bilan annuel 2019*. https://www.atmo-nouvelleaquitaine.org/sites/aq/files/atoms/files/rapportatmona_pest_int_19_001_pest19_versionfinale_2020-07-27_0.pdf

Aasqa Occitanie, 2020. *Bilan du suivi effectué sur neuf sites en 2018-19*. https://www.atmo-occitanie.org/sites/default/files/publications/2020-11/ETU-2020-142%20Phytos%20Occitanie%202018%202019_0.pdf

Abarnou, A.; Bocquené, G.; Champin, M.; Durand, G.; Gonzalez, J.L.; Le Moigne, M.; Masson, J.-C.; Priou, P.; Tixier, C., 2014. *Etude sur les contaminants émergents dans les eaux françaises Rapport de l'étude prospective sur les contaminants émergents dans les eaux littorales de la métropole et des DOM* Rapport Ifremer/ONEMA, 56.

Abdou Hassani, F., 2017. Micropolluants en milieu marin : bilan des études menées et des données disponibles sur les pesticides en milieu marin Etude bibliographique. *Rapport de stage Master 2, Sciences des Environnements Continentaux et Côtiers*. 58.

Abiven, D.; Boudesocque, S.; Guillon, E.; Couderchet, M.; Dumonceau, J.; Aplincourt, M., 2006. Sorption of the herbicide terbumeton and its metabolites onto soils. Influence of copper(II). *Environmental Chemistry*, 3 (1): 53-60. https://doi.org/10.1071/en05060

Accinelli, C.; Screpanti, C.; Vicari, A.; Catizone, P., 2004. Influence of insecticidal toxins from Bacillus thuringiensis subsp kurstaki on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103 (3): 497-507. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.002

Acosta-Dacal, A.; Rial-Berriel, C.; Diaz-Diaz, R.; Bernal-Suarez, M.D.; Luzardo, O.P., 2021. Optimization and validation of a QuEChERS-based method for the simultaneous environmental monitoring of 218 pesticide residues in clay loam soil. *Science of the Total Environment*, 753. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142015

Ademollo, N.; Patrolecco, L.; Polesello, S.; Valsecchi, S.; Wollgast, J.; Mariani, G.; Hanke, G., 2012. The analytical problem of measuring total concentrations of organic pollutants in whole water. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 36: 71-81. https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.01.008

Adoir, E.; Carluer, N.; Gouy, V.; Margoum, C.; Le Henaff, G., 2017. *Origine des contaminations récurrentes de pesticides interdits. Synthèse de l'étude*, 6. http://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00056572

Agarwal, S.; Aggarwal, S.G.; Singh, P., 2005. Quantification of ziram and zineb residues in fog-water samples. *Talanta*, 65 (1): 104-110. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2004.05.041

Agence Eau-Seine-Normandie, 2020. *Contamination des cours d'eau et des eaux souterraines du bassin Seine-Normandie par les pesticides et leurs produits de dégradation. 2019*. https://fr.calameo.com/agence-de-l-eau-seine-normandie/read/004001913aa51314580c6

Agence Eau Rhône Méditerranée Corse, 2017. *L'état des eaux des bassins Rhône-Méditerranée et Corse*.

Al Alam, J.; Chbani, A.; Faljoun, Z.; Millet, M., 2019. The use of vegetation, bees, and snails as important tools for the biomonitoring of atmospheric pollution-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (10): 9391-9408. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04388-8

Al Alam, J.; Fajloun, Z.; Chabni, A.; Millet, M., 2017. The use of honey as environmental biomonitor of pesticides contamination in northern Lebanon. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 2 (1): 7. https://doi.org/10.1007/s41207-017-0034-9

Albaseer, S.S.; Rao, R.N.; Swamy, Y.V.; Mukkanti, K., 2011. Analytical artifacts, sample handling and preservation methods of environmental samples of synthetic pyrethroids. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 30 (11): 1771-1780. https://doi.org/10.1016/j.trac.2011.05.010

Albers, C.N.; Jacobsen, O.S.; Bester, K.; Jacobsen, C.S.; Carvalho, P.N., 2020. Leaching of herbicidal residues from gravel surfaces - A lysimeter-based study comparing gravels with agricultural topsoil. *Environmental Pollution*, 266: 9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115225

Alder, L.; Greulich, K.; Kempe, G.; Vieth, B., 2006. Residue analysis of 500 high priority pesticides: Better by GC-MS or LC-MS/MS? *Mass Spectrometry Reviews*, 25 (6): 838-865. https://doi.org/10.1002/mas.20091

Alomar, H.; Lemarchand, C.; Rosoux, R.; Vey, D.; Berny, P., 2016. Concentrations of organochlorine compounds (pesticides and PCBs), trace elements (Pb, Cd, Cu, and Hg), Cs-134, and Cs-137 in the livers of the European otter (Lutra lutra), great cormorant (Phalacrocorax carbo), and European catfish (Silurus glanis), collected from the Loire River (France). *European Journal of Wildlife Research*, 62 (6): 653-661. https://doi.org/10.1007/s10344-016-1038-5

Alonso, L.L.; Demetrio, P.M.; Etchegoyen, M.A.; Marino, D.J., 2018. Glyphosate and atrazine in rainfall and soils in agroproductive areas of the pampas region in Argentina. *Science of the Total Environment*, 645: 89-96. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.134

Altenburger, R.; Ait-Aissa, S.; Antczak, P.; Backhaus, T.; Barcelo, D.; Seiler, T.B.; Brion, F.; Busch, W.; Chipman, K.; de Alda, M.L.; Umbuzeiro, G.D.A.; Escher, B.I.; Falciani, F.; Faust, M.; Focks, A.; Hilscherova, K.; Hollender, J.; Hollert, H.; Jager, F.; Jahnke, A.; Kortenkamp, A.; Krauss, M.; Lemkine, G.F.; Munthe, J.; Neumann, S.; Schymanski, E.L.; Scrimshaw, M.; Segner, H.; Slobodnik, J.; Smedes, F.; Kughathas, S.; Teodorovic, I.; Tindall, A.J.; Tollefsen, K.E.; Walz, K.H.; Williams, T.D.; Van den Brink, P.J.; van Gils, J.; Vrana, B.; Zhang, X.W.; Brack, W., 2015. Future water quality monitoring - Adapting tools to deal with mixtures of pollutants in water resource management. *Science of the Total Environment*, 512: 540-551. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.057

Alvarez-Zaldívar, P.; Payraudeau, S.; Meite, F.; Masbou, J.; Imfeld, G., 2018. Pesticide degradation and export losses at the catchment scale: Insights from compound-specific isotope analysis (CSIA). *Water Research*, 139: 198-207. https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.03.061

Amalric, L., 2017. *Etat des lieux des pratiques des laboratoires pour les techniques d'extraction récentes. Rapport final. Aquaref*, 39.

Amalric, L.; Bados, P.; Lardy-Fontan, S.; Lestremau, F.; Strub, M.P., 2012. *Identification des caractéristiques des méthodes multi-résidus pour l'analyse des substances organiques dans les eaux, et de leurs exigences métrologiques – Rapport AQUAREF 2012* 53.

Amalric, L.; Baran, N.; Caurand, A., 2013. *Les substances stéréoisomères dans la surveillance des eaux souterraines. Rapport AQUAREF*.

Amalric, L.; Henry, B.; Berrehouc, A., 2006. Determination of chlordecone in soils by GC/MS. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 86 (1-2): 15-24. https://doi.org/10.1080/03067310500247637

Amouroux, I.; Munschy, C.; Gonzalez, J.-L.; Grouhel-Pellouin, A.; Aminot, Y.; Ponzevera, E.; Dallet, M.; Menet-Nedelec, F.; Bizzozero, L.; Trut, G.; Bouchoucha, M.; Cheve, J.; Lebrun, L.; Gabellec, R.; Bruneau, A.; Munaron, D.; Devreker, D., 2020. *Emergent'Sea Recherche de Substances d'intérêt Emergent en Milieu Marin* Rapport Ifremer RBE/BE/ARC/2020.01, 29.

Anckaert, R.; Mottes, C., 2019. *Caractérisation des évolutions des concentrations en pesticides dans les eaux de surface du bassin versant du Galion en Martinique : résultats sur trois années de suivi. Plan Chlordécone 3 : Action 18. Sous-action « Fonctionnement des bassins versants ». CIRAD*.

Andrade, C.; Villers, A.; Balent, G.; Bar-Hen, A.; Chadoeuf, J.; Cylly, D.; Cluzeau, D.; Fried, G.; Guillocheau, S.; Pillon, O.; Porcher, E.; Tressou, J.; Yamada, O.; Lenne, N.; Jullien, J.M.; Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecology and Evolution*, 11 (9): 3771-3793. https://doi.org/10.1002/ece3.6459

Andral, B.; Derolez, V.; Sargian, P., 2013. *Réseaux de Surveillance DCE. Campagne 2012, District "Rhône & côtiers méditerranéens"* Rapport Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/27, 132.

Andral, B.; Stanisiere, J.Y.; Mercier, S., 2001. *RINBIO Réseau Intégrateurs Biologiques Evaluation de la qualité des eaux basée sur l'utilisation de stations artificielles de moules en Méditerranée : résultats de la campagne 2000* Rapport Ifremer R.INT.DEI/TL/01-03, 87.

Andral, B.; Stanisiere, J.Y.; Sauzade, D.; Damier, E.; Thebault, H.; Galgani, F.; Boissery, P., 2004. Monitoring chemical contamination levels in the Mediterranean based on the use of mussel caging. *Marine Pollution Bulletin*, 49 (9-10): 704-712. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.05.008

Andreu, V.; Pico, Y., 2012. Determination of currently used pesticides in biota. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 404 (9): 2659-2681. https://doi.org/10.1007/s00216-012-6331-x

Anses, 2017. *Proposition de modalités pour une surveillance des pesticides dans l'air ambiant*. Maisons-Alfort.: Anses, (No. 2014-SA-0200.), 257.

Anses, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant Premières interprétations sanitaires*, (Autosaisine n° 2020-SA-0030), 141. Rapport d'appui scientifique et technique.

Antier, C.; Kudsk, P.; Reboud, X.; Ulber, L.; Baret, P.V.; Messean, A., 2020. Glyphosate Use in the European Agricultural Sector and a Framework for Its Further Monitoring. *Sustainability*, 12 (14). https://doi.org/10.3390/su12145682

Araujo, D.F.; Knoery, J.; Briant, N.; Ponzevera, E.; Chouvelon, T.; Auby, I.; Yepez, S.; Bruzac, S.; Sireau, T.; Pellouin-Grouhel, A.; Akcha, F., 2021. Metal stable isotopes in transplanted oysters as a new tool for monitoring anthropogenic metal bioaccumulation in marine environments: The case for copper. *Environmental Pollution*, 290: 10. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118012

Arienzo, M.; Masuccio, A.A.; Ferrara, L., 2013. Evaluation of Sediment Contamination by Heavy Metals, Organochlorinated Pesticides, and Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in the Berre Coastal Lagoon (Southeast France). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 65 (3): 396-406. https://doi.org/10.1007/s00244-013-9915-3

Arnault, I.; Mondy, N.; Diwo, S.; Auger, J., 2004. Soil behaviour of sulfur natural fumigants used as methyl bromide substitutes. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 84 (1-3): 75-82. https://doi.org/10.1080/0306731031000149642

Arrouays, D.; Thorette, J.; Feix, I.; Lesaffre, B.; Stengel, P., 2021. La naissance du réseau de mesures de la qualité des sols de France. *Etude et Gestion des Sols*, 28: 49-56.

Assoumani, A.; Coquery, M.; Liger, L.; Mazzella, N.; Margoum, C., 2015. Field application of passive SBSE for the monitoring of pesticides in surface waters. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (6): 3997-4008. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3590-4

Assoumani, A.; Lissalde, S.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Coquery, M., 2013a. In situ application of stir bar sorptive extraction as a passive sampling technique for the monitoring of agricultural pesticides in surface waters. *Science of the Total Environment*, 463: 829-835. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.025

Assoumani, A.; Margoum, C.; Chataing, S.; Guillemain, C.; Lige, L.; Coquery, M., 2013b. Développement et application in situ de l'extraction sur barreau pour la quantification de pesticides agricoles dans les eaux de surface. *Spectra Analyse*, (291): 47-51.

Assoumani, A.; Salomon, M., 2020. *Substances Pertinentes à Surveiller (SPAS) dans les eaux de surface. Bilan des données de surveillance acquises de 2016 à 2018 pour l'eau et le sédiment. INERIS*.

Assoumani, A.; Salomon, M.; Jouglet, P.; Staub, P.F.; Clavel, L.; Andrade, A., 2018. *Bilan du 1er cycle de surveillance de la Directive Cadre sur l'Eau -Evolution des tendances des concentrations. INERIS-AFB*.

Auby, I.; Bocquene, G.; Quiniou, F.; Dreno, J.-P., 2007. *Etat de la contamination du Bassin d'Arcachon par les insecticides et les herbicides sur la période 2005-2006. Impact environnemental* Rapport Ifremer RST/LER/AR/ 07-003, 96. http://archimer.ifremer.fr/doc/00000/2398/

Auby, I.; Bost, C.A.; Budzinski, H., 2011. *Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes* Rapport Ifremer RST/LER/AR/11.007, 195.

Awata, H.; Cobb, G.P.; Anderson, T.A., 2000. A chemical test for determining biological availability of aged chemicals in soil. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 78 (1): 41-49. https://doi.org/10.1080/03067310008032691

Azaroff, A.; Miossec, C.; Lanceleur, L.; Guyoneaud, R.; Monperrus, M., 2020. Priority and emerging micropollutants distribution from coastal to continental slope sediments: A case study of Capbreton Submarine Canyon (North Atlantic Ocean). *Science of the Total Environment*, 703: 11. https://doi.org/ 10.1016/j.scitotenv.2019.135057

Badawi, N.; Rosenbom, A.E.; Jensen, A.M.D.; Sorensen, S.R., 2016. Degradation and sorption of the fungicide tebuconazole in soils from golf greens. *Environmental Pollution*, 219: 368-378. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.045

Baize, D.; Saby, N., N.; Walter, C., 2006. Le cuivre extrait à l'EDTA dans les sols de France. Probabilités de carences et de toxicités selon la BDAT. *Etude et Gestion des Sols*, 13 (4): 259-268. https://hal.inrae.fr/hal-02666733

Balayiannis, G.; Balayiannis, P., 2008. Bee honey as an environmental bioindicator of pesticides' occurrence in six agricultural areas of Greece. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 55 (3): 462-470. https://doi.org/10.1007/s00244-007-9126-x

Ballabio, C.; Panagos, P.; Lugato, E.; Huang, J.-H.; Orgiazzi, A.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O.; Borrelli, P.; Montanarella, L., 2018. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of The Total Environment*, 636: 282-298. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268

Baran, N.; Bristeau, S., 2018. *Besoins analytiques sur les métabolites de pesticides : liste des substances issues des dossiers d'homologation et capacités actuelles des laboratoires – bilan 2015-2018. Rapport AQUAREF*, 84.

Baran, N.; Surdyk, N.; Auterives, C., 2021. Pesticides in groundwater at a national scale (France): Impact of regula-tions, molecular properties, uses, hydrogeology and climatic conditions. *Science of the Total Environment*, 791. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148137

Baris, R.D.; Cohen, S.Z.; Barnes, N.L.; Lam, J.; Ma, Q.L., 2010. Quantitative analysis of over 20 years of golf course monitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (6): 1224-1236. https://doi.org/10.1002/etc.185

Baroudi, F.; Al-Alam, J.; Delhomme, O.; Chimjarn, S.; Fajloun, Z.; Millet, M., 2021. The use of Pinus nigra as a biomonitor of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in Lebanon. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (8): 10283-10291. https://doi.org/10.1007/s11356-020-11954-y

Barraclough, D.; Kearney, T.; Croxford, A., 2005. Bound residues: environmental solution or future problem? *Environmental Pollution*, 133 (1): 85-90. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.04.016

Barriuso, E.; Benoit, P.; Dubus, I.G., 2008. Formation of pesticide nonextractable (bound) residues in soil: Magnitude, controlling factors and reversibility. *Environmental Science & Technology*, 42 (6): 1845-1854. https://doi.org/10.1021/es7021736

Barth, J.A.C.; Grathwohl, P.; Fowler, H.J.; Bellin, A.; Gerzabek, M.H.; Lair, G.J.; Barcelo, D.; Petrovic, M.; Navarro, A.; Negrel, P.; Petelet-Giraud, E.; Darmendrail, D.; Rijnaarts, H.; Langenhoff, A.; de Weert, J.; Slob, A.; van der Zaan, B.M.; Gerritse, J.; Frank, E.; Gutierrez, A.; Kretzschmar, R.; Gocht, T.; Steidle, D.; Garrido, F.; Jones, K.C.; Meijer, S.; Moeckel, C.; Marsman, A.; Klaver, G.; Vogel, T.; Burger, C.; Kolditz, O.; Broers, H.P.; Baran, N.; Joziasse, J.; von Tumpling, W.; Van Gaans, P.; Merly, C.; Chapman, A.; Brouyere, S.; Aguilar, J.B.; Orban, P.; Tas, N.; Smidt, H., 2009. Mobility, turnover and storage of pollutants in soils, sediments and waters: achievements and results of the EU project AquaTerra. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (1): 161-173. https://doi.org/10.1051/agro:2007060

Becouze-Lareure, C.; Dembele, A.; Coquery, M.; Cren-Olive, C.; Barillon, B.; Bertrand-Krajewski, J.L., 2016. Source characterisation and loads of metals and pesticides in urban wet weather discharges. *Urban Water Journal*, 13 (6): 600-617. https://doi.org/10.1080/1573062x.2015.1011670

Becouze-Lareure, C.; Dembele, A.; Coquery, M.; Cren-Olive, C.; Bertrand-Krajewski, J.L., 2019. Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. *Science of the Total Environment*, 651: 1810-1818. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.042

Bedos, C.; Cellier, P.; Calvet, R.; Barriuso, E., 2002. Occurrence of pesticides in the atmosphere in France. *Agronomie*, 22 (1): 35-49. https://doi.org/10.1051/agro:2001004

Bedos, C.; Douzals, J.P.; Barriuso, E.; Bordes, J.P.; Chantelot, E.; Cellier, P.; Loubet, B.; Mercier, T.; Perriot, B.; Sine, M.; Verjux, N.; Verpont, F.; Huyghe, C., 2020. *Application des produits phytopharmaceutiques et protection des riverains : Synthèse des connaissances pour définir les distances de sécurité Membres du groupe de travail INRAE-Anses-ACTA*: INRAE, 71. 10.15454/8w26-5w57

Bedos, C.; Loubet, B.; Barriuso, E., 2013. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. *Environmental Science & Technology*, 47 (24): 14250-14257. https://doi.org/10.1021/es402592n

Belles, A.; Alary, C.; Riviere, A.; Guillon, S.; Patault, E.; Flipo, N.; Franke, C., 2019. Transfer Pathways and Fluxes of Water-Soluble Pesticides in Various Compartments of the Agricultural Catchment of the Canche River (Northern France). *Water*, 11 (7). https://doi.org/10.3390/w11071428

Belon, E.; Boisson, M.; Deportes, I.Z.; Eglin, T.K.; Feix, I.; Bispo, A.O.; Galsomies, L.; Leblond, S.; Guellier, C.R., 2012. An inventory of trace elements inputs to French agricultural soils. *Science of the Total Environment*, 439: 87-95. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.011

Benuszak, J.; Laurent, M.; Chauzat, M.P., 2017. The exposure of honey bees (Apis mellifera; Hymenoptera: Apidae) to pesticides: Room for improvement in research. *Science of the Total Environment*, 587: 423-438. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.062

Berho, C.; Claude, B.; Coisy, E.; Togola, A.; Bayoudh, S.; Morin, P.; Amalric, L., 2017. Laboratory calibration of a POCIS-like sampler based on molecularly imprinted polymers for glyphosate and AMPA sampling in water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 409 (8): 2029-2035. https://doi.org/10.1007/s00216-016-0150-4

Bernagout, S.; Garen, P.; Bouisset, P., 2012. *Mise au point d'un réseau de surveillance des polluants anthropiques dans les eaux lagonaires de Polynésie française par l'utilisation de mollusques sentinelles. Rapport Ifremer-CRIOBE-IRSN, CP/RMPF/12.003*, 65. http://polyperl.org/wp-content/uploads/2013/01/Bernagout-et-al-2012.-Reseau-de-surveillance-des-polluants-pour-utilisation-des-mollusques.pdf

Bernard, H.; Chabalier, P.F.; Chopart, J.L.; Legube, B.; Vauclin, M., 2005. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). *Journal of Environmental Quality*, 34 (2): 534-543. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0534

Bernard, M.; Boutry, S.; Lissalde, S.; Guibaud, G.; Saut, M.; Rebillard, J.P.; Mazzella, N., 2019. Combination of passive and grab sampling strategies improves the assessment of pesticide occurrence and contamination levels in a large-scale watershed. *Science of the Total Environment*, 651: 684-695. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.202

Berny, P.; Gaillet, J.R., 2008. Acute poisoning of Red Kites (Milvus milvus) in France: Data from the SAGIR network. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (2): 417-426. https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417

Berrojalbiz, N.; Dachs, J.; Del Vento, S.; Ojeda, M.J.; Valle, M.C.; Castro-Jimenez, J.; Mariani, G.; Wollgast, J.; Hanke, G., 2011. Persistent Organic Pollutants in Mediterranean Seawater and Processes Affecting Their Accumulation in Plankton. *Environmental Science & Technology*, 45 (10): 4315-4322. https://doi.org/10.1021/es103742w

Besnard, E.; Chenu, C.; Robert, M., 2001. Influence of organic amendments on copper distribution among particle-size and density fractions in Champagne vineyard soils. *Environmental Pollution*, 112 (3): 329-337. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00151-2

Besse, J.P.; Geffard, O.; Coquery, M., 2012. Relevance and applicability of active biomonitoring in continental waters under the Water Framework Directive. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 36: 113-127. https://doi.org/ 10.1016/j.trac.2012.04.004

Bielska, L.; Hale, S.E.; Skulcova, L., 2021. A review on the stereospecific fate and effects of chiral conazole fungicides. *Science of the Total Environment*, 750. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141600

Bizarro, C.; Ros, O.; Vallejo, A.; Prieto, A.; Etxebarria, N.; Cajaraville, M.P.; Ortiz-Zarragoitia, M., 2014. Intersex condition and molecular markers of endocrine disruption in relation with burdens of emerging pollutants in thicklip grey mullets (Chelon labrosus) from Basque estuaries (South-East Bay of Biscay). *MARINE ENVIRONMENTAL RESEARCH*, 96: 19-28. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2013.10.009

Blais, J.M.; Charpentie, S.; Pick, F.; Kimpe, L.E.; Amand, A.S.; Regnault-Roger, C., 2006. Mercury, polybrominated diphenyl ether, organochlorine pesticide, and polychlorinated biphenyl concentrations in fish from lakes along an elevation transect in the French Pyrenees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 63 (1): 91-99. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.08.008

Blanchoud, H.; Farrugia, F.; Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55 (6): 905-913. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061

Blanchoud, H.; Garban, B.; Ollivon, D.; Chevreuil, M., 2002. Herbicides and nitrogen in precipitation: progression from west to east and contribution to the Marne river (France). *Chemosphere*, 47 (9): 1025-1031. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(02)00057-7

Blanchoud, H.; Moreau-Guigon, E.; Farrugia, F.; Chevreuil, M.; Mouchel, J.M., 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 168-179. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.009

Bocquene, G.; Abarnou, A., 2013. Organochlorinated pesticides, PCBs, dioxins, and PBDEs in grey mullets (Liza ramada) and allis shads (Alosa alosa) from the Vilaine estuary (France). *Environmental Science And Pollution Research*, 20 (2): 667-675. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1206-4

Bocquene, G.; Franco, A., 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *MARINE POLLUTION BULLETIN*, 51 (5-7): 612-619. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.026

Bodiguel, X.; Fremery, J.; Bertrand, J.A., 2011. *Devenir de la chlordécone dans les réseaux trophiques des espèces marines consommées aux Antilles (CHLORETRO)* Rapport final de Convention Ifremer, ODE Martinique et DSV Martinique, 46.

Bodiguel, X.; Loizeau, V.; Le Guellec, A.M.; Roupsard, F.; Philippon, X.; Mellon-Duval, C., 2009. Influence of sex, maturity and reproduction on PCB and p,p ' DDE concentrations and repartitions in the European hake (Merluccius merluccius, L.) from the Gulf of Lions (NW Mediterranean). *Science of the Total Environment*, 408 (2): 304-311. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.004

Bodin, N.; Abarnou, A.; Le Guellec, A.M.; Loizeau, V.; Philippon, X., 2007. Organochlorinated contaminants in decapod crustaceans from the coasts of Brittany and Normandy (France). *Chemosphere*, 67 (9): S36-S47. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.088

Boithias, L.; Sauvage, S.; Taghavi, L.; Merlina, G.; Probst, J.-L.; Sánchez Pérez, J.M., 2011. Occurrence of metolachlor and trifluralin losses in the Save river agricultural catchment during floods. *Journal of Hazardous Materials*, 196: 210-219. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2011.09.012

Bonmatin, J.M.; Giorio, C.; Girolami, V.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.; Liess, M.; Long, E.; Marzaro, M.; Mitchell, E.A.D.; Noome, D.A.; Simon-Delso, N.; Tapparo, A., 2015. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 35-67. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7

Bonmatin, J.M.; Marchand, P.A.; Charvet, R.; Moineau, I.; Bengsch, E.R.; Colin, M.E., 2005. Quantification of imidacloprid uptake in maize crops. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53 (13): 5336-5341. https://doi.org/10.1021/jf0479362

Bonmatin, J.M., Moineau, I., Charvet, R., Colin, M.E., Fleche, C., Bengsch, E.R., 2005. Behaviour of Imidacloprid in Fields. Toxicity for Honey Bees. In: Lichtfouse E., S.J., Robert D., ed. *Environmental Chemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer 44. https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7_44

Bonnineau, C.; Artigas, J.; Chaumet, B.; Dabrin, A.; Fabure, J.; Ferrari, B.J.D.; Lebrun, J.D.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Miege, C.; Morin, S.; Uher, E.; Babut, M.; Pesce, S., 2021. Role of Biofilms in Contaminant Bioaccumulation and Trophic Transfer in Aquatic Ecosystems: Current State of Knowledge and Future Challenges. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 253*. Cham: Springer International Publishing Ag (Reviews of Environmental Contamination and Toxicology), 115-153. https://doi.org/10.1007/398_2019_39

Borggaard, O.K.; Gimsing, A.L., 2008. Fate of glyphosate in soil and the possibility of leaching to ground and surface waters: a review. *Pest Management Science*, 64 (4): 441-456. https://doi.org/10.1002/ps.1512

Borras, E.; Sanchez, P.; Munoz, A.; Tortajada-Genaro, L.A., 2011. Development of a gas chromatography-mass spectrometry method for the determination of pesticides in gaseous and particulate phases in the atmosphere. *Analytica Chimica Acta*, 699 (1): 57-65. https://doi.org/10.1016/j.aca.2011.05.009

Botta, F.; Fauchon, N.; Blanchoud, H.; Chevreuil, M.; Guery, B., 2012. Phyt'Eaux Cites: Application and validation of a programme to reduce surface water contamination with urban pesticides. *Chemosphere*, 86 (2): 166-176. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.10.005

Botta, F.; Lavison, G.; Couturier, G.; Alliot, F.; Moreau-Guigon, E.; Fauchon, N.; Guery, B.; Chevreuil, M.; Blanchoud, H., 2009. Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems. *Chemosphere*, 77 (1): 133-139. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.008

Botta, F.; Lopez, B., 2014. *Valorisation des résultats des campagnes prospectives pour l'amélioration des connaissances sur les polluants organiques dans les milieux aquatiques. Exploitation approfondie et conjointe des données issues de la campagne exceptionnelle 2011 et de l'étude prospective 2012*.

Bouchon, C.; Lemoine, S.; Dromard, C.; Bouchon-Navaro, Y., 2016. Level of contamination by metallic trace elements and organic molecules in the seagrass beds of Guadeloupe Island. *ENVIRONMENTAL SCIENCE AND POLLUTION RESEARCH*, 23 (1): 61-72. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5682-1

Bouchoucha, M.; Derolez, V.; Munaron, D.; Gonzalez, J.-L.; Cimiterra, N.; Tomasino, C., 2019. *Directive Cadre sur l'Eau. Bassin Rhône Méditerranée Corse. Année 2018* Rapport Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/19-14, 83.

Bouchoucha, M.; Tomasino, C.; Amouroux, I.; Andral, B.; Brach-Papa, C.; Briand, M.; Buchet, R.; Delmas, L.; Galgani, F.; Gonzalez, J.L.; Grouhel-Pellouin, A.; Mauffret, A.; Mille, T.; Munaron, D.; Ponzevera, E.; Wessel, N.; Boissery, P., 2020. *20 ans de suivi de la contamination chimique des eaux côtières méditerranéennes. Résultats & perspectives* Rapport Ifremer, (9789896540821), 92.

Bownik, A.; Wlodkowic, D., 2021. Advances in real-time monitoring of water quality using automated analysis of animal behaviour. *Science of the Total Environment*, 789: 17. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147796

Brack, W.; Dulio, V.; Aring;gerstrand, M.; Allan, I.; Altenburger, R.; Brinkmann, M.; Bunke, D.; Burgess, R.M.; Cousins, I.; Escher, B.I.; Hernandez, F.J.; Hewitt, L.M.; Hilscherova, K.; Hollender, J.; Hollert, H.; Kase, R.; Klauer, B.; Lindim, C.; Herraez, D.L.; Miege, C.; Munthe, J.; O'Toole, S.; Posthuma, L.; Rudel, H.; Schafer, R.B.; Sengl, M.; Smedes, F.; van de Meent, D.; van den Brink, P.J.; van Gils, J.; van Wezel, A.P.; Vethaak, A.D.; Vermeirssen, E.; von der Ohe, P.C.; Vrana, B., 2017. Towards the review of the European Union Water Framework Directive: Recommendations for more efficient assessment and management of chemical contamination in European surface water resources. *Science of the Total Environment*, 576: 720-737. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.104

Breitwieser, M.; Barbarin, M.; Plumejeaud-Perreau, C.; Dubillot, E.; Guyot, T.; Huet, V.; Churlaud, C.; Coulombier, T.; Brenon, I.; Fichet, D.; Imbert, N.; Thomas, H., 2020. Biomonitoring of Mimachiamys varia transplanted to areas impacted by human activities (La Rochelle Marina, France). *Chemosphere*, 243: 10. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125199

Breitwieser, M.; Vigneau, E.; Viricel, A.; Becquet, V.; Lacroix, C.; Erb, M.; Huet, V.; Churlaud, C.; Le Floch, S.; Guillot, B.; Graber, M.; Thomas, H., 2018. What is the relationship between the bioaccumulation of chemical contaminants in the variegated scallop Mimachlamys varia and its health status? A study carried out on the French Atlantic coast using the Path ComDim model. *Science of the Total Environment*, 640: 662-670. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.317

Briand, M.J.; Letourneur, Y.; Bonnet, X.; Wafo, E.; Fauvel, T.; Brischoux, F.; Guillou, G.; Bustamante, P., 2014. Spatial variability of metallic and organic contamination of anguilliform fish in New Caledonia. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (6): 4576-4591. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2327-0

Briant, N.; Chiffoleau, J.F.; Knoery, J.; Araujo, D.F.; Ponzevera, E.; Crochet, S.; Thomas, B.; Brach-Papa, C., 2021. Seasonal trace metal distribution, partition and fluxes in the temperate macrotidal Loire Estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 262: 11. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107616

Bro, E.; Devillers, J.; Millot, F.; Decors, A., 2016. Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (10): 9559-9573. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6093-7

Bro, E.; Millot, F.; Decors, A.; Devillers, J., 2015. Quantification of potential exposure of gray partridge (Perdix perdix) to pesticide active substances in farmlands. *Science of the Total Environment*, 521: 315-325. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.073

Brown, C.D.; van Beinum, W., 2009. Pesticide transport via sub-surface drains in Europe. *Environmental Pollution*, 157 (12): 3314-3324. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.06.029

Brun, L.A.; Le Corff, J.; Maillet, J., 2003. Effects of elevated soil copper on phenology, growth and reproduction of five ruderal plant species. *Environmental Pollution*, 122 (3): 361-368. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00312-3

Brun, L.A.; Maillet, J.; Hinsinger, P.; Pepin, M., 2001. Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environmental Pollution*, 111 (2): 293-302. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00067-1

Brun, L.A.; Maillet, J.; Richarte, J.; Herrmann, P.; Remy, J.C., 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102 (2-3): 151-161. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(98)00120-1

Brunet, D.; Woignier, T.; Lesueur-Jannoyer, M.; Achard, R.; Rangon, L.; Barthes, B.G., 2009. Determination of soil content in chlordecone (organochlorine pesticide) using near infrared reflectance spectroscopy (NIRS). *Environmental Pollution*, 157 (11): 3120-3125. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.026

Budzinski, H.; Cruz, J.; Le Menach, K.; Pardon, P.; Dévier, M.H., 2014. Présence, sources et comportement des pesticides en estuaire de Gironde. *Actes du 44eme colloque du Groupe Français des Pesticides, 26-29 mai 2014*. Schoelcher.

Buet, A.; Banas, D.; Vollaire, Y.; Coulet, E.; Roche, H., 2006. Biomarker responses in European eel (Anguilla anguilla) exposed to persistent organic pollutants. A field study in the Vaccares lagoon (Camargue, France). *Chemosphere*, 65 (10): 1846-1858. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.03.074

Buisson, S.; Bouchart, V.; Guerlet, E.; Malas, J.P.; Costil, K., 2008. Level of contamination and impact of pesticides in cupped oyster, Crassostrea gigas, reared in a shellfish production area in Normandy (France). *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 43 (8): 655-664. https://doi.org/10.1080/03601230802352732

Burgeot, T.; Akcha, F.; Menard, D.; Robinson, C.; Loizeau, V.; Brach-Papa, C.; Martinez-Gomez, C.; Le Goff, J.; Budzinski, H.; Le Menach, K.; Cachot, J.; Minier, C.; Broeg, K.; Hylland, K., 2017. Integrated monitoring of chemicals and their effects on four sentinel species, Limanda limanda, Platichthys flesus, Nucella lapillus and Mytilus sp., in Seine Bay: A key step towards applying biological effects to monitoring. *Marine Environmental Research*, 124: 92-105. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2016.10.009

Butler Ellis, M.C.; van den Berg, F.; van de Zande, J.C.; Kennedy, M.C.; Charistou, A.N.; Arapaki, N.S.; Butler, A.H.; Machera, K.A.; Jacobs, C.M., 2017. The BROWSE model for predicting exposures of residents and bystanders to agricultural use of pesticides: Comparison with experimental data and other exposure models. *Biosystems Engineering*, 154: 122-136. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.09.002

Cabidoche, Y.L.J., M; Vannière, H, 2006. *Conclusions du Groupe d'Etude et de Prospective « Pollution par les organochlorés aux Antilles » Aspects agronomiques*. http://www.pops.int/Portals/0/docs/from_old_website/documents/meetings/poprc/submissions/AnnexE_2007/Beta%20hexachlorocyclohexane%20France%20info1.pdf

Cabidoche, Y.M.; Achard, R.; Cattan, P.; Clermont-Dauphin, C.; Massat, F.; Sansoulet, J., 2009. Long-term pollution by chlordecone of tropical volcanic soils in the French West Indies: A simple leaching model accounts for current residue. *Environmental Pollution*, 157 (5): 1697-1705. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.015

Cabidoche, Y.M.; Lesueur-Jannoyer, M., 2012. Contamination of Harvested Organs in Root Crops Grown on Chlordecone-Polluted Soils. *Pedosphere*, 22 (4): 562-571. https://doi.org/10.1016/s1002-0160(12)60041-1

Campanale, C.; Massarelli, C.; Losacco, D.; Bisaccia, D.; Triozzi, M.; Uricchio, V.F., 2021. The monitoring of pesticides in water matrices and the analytical criticalities: A review. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 144. https://doi.org/10.1016/j.trac.2021.116423

Caquet, T.; Roucaute, M.; Mazzella, N.; Delmas, F.; Madigou, C.; Farcy, E.; Burgeot, T.; Allenou, J.P.; Gabellec, R., 2013. Risk assessment of herbicides and booster biocides along estuarine continuums in the Bay of Vilaine area (Brittany, France). *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (2): 651-666. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1171-y

Carles, L.; Gardon, H.; Joseph, L.; Sanchis, J.; Farre, M.; Artigas, J., 2019. Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International*, 124: 284-293. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.064

Carlon, C.E., 2007. Derivation methods of soil screening values in Europe. A review and evaluation of national procedures towards harmonization. *European Commission, Joint Research Centre, Ispra*, EUR 22805-EN: 306.

Carrao, D.B.; Perovani, I.S.; de Albuquerque, N.C.P.; de Oliveira, A.R.M., 2020. Enantioseparation of pesticides: A critical review. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 122: 15. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115719

Carson, R., 1962. *Silent Spring*. Houghton Mifflin Company.

Celma, A.; Ahrens, L.; Gago-Ferrero, P.; Hernandez, F.; Lopez, F.; Lundqvist, J.; Pitarch, E.; Sancho, J.V.; Wiberg, K.; Bijlsma, L., 2021. The relevant role of ion mobility separation in LC-HRMS based screening strategies for contaminants of emerging concern in the aquatic environment. *Chemosphere*, 280: 8. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130799

CEREMA, 2020. *Enquête dragage 2017. Enquête nationale sur les dragages des ports maritimes. Rapport Collection : données*.

Chaignon, V.; Di Malta, D.; Hinsinger, P., 2002. Fe-deficiency increases Cu acquisition by wheat cropped in a Cu-contaminated vineyard soil. *New Phytologist*, 154 (1): 121-130. https://doi.org/10.1046/j.1469-8137.2002.00349.x

Chaignon, V.; Sanchez-Neira, I.; Herrmann, P.; Jaillard, B.; Hinsinger, P., 2003. Copper bioavailability and extractability as related to chemical properties of contaminated soils from a vine-growing area. *Environmental Pollution*, 123 (2): 229-238. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(02)00374-3

Chang, F.C.; Simcik, M.F.; Capel, P.D., 2011. Occurrence and fate of the herbicide glyphosate and its degradate aminomethylphosphonic acid in the atmosphere. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (3): 548-555. https://doi.org/10.1002/etc.431

Charlier, J.B.; Cattan, P.; Voltz, M.; Moussa, R., 2009. Transport of a Nematicide in Surface and Groundwaters in a Tropical Volcanic Catchment. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1031-1041. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0355

Chauvin, C.; Coquery, M.; Morin, A., 2021. Aquaref – Quel positionnement pour un laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques ? *Sciences Eaux et Territoires*, 37: 16-21. https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2021.4.04

Chauzat, M.P.; Carpentier, P.; Martel, A.C.; Bougeard, S.; Cougoule, N.; Porta, P.; Lachaize, J.; Madec, F.; Aubert, M.; Faucon, J.P., 2009. Influence of Pesticide Residues on Honey Bee (Hymenoptera: Apidae) Colony Health in France. *Environmental Entomology*, 38 (3): 514-523. https://doi.org/10.1603/022.038.0302

Chauzat, M.P.; Faucon, J.P.; Martel, A.C.; Lachaize, J.; Cougoule, N.; Aubert, M., 2006. A survey of pesticide residues in pollen loads collected by honey bees in France. *Journal of Economic Entomology*, 99 (2): 253-262.

Chauzat, M.P.; Martel, A.C.; Cougoule, N.; Porta, P.; Lachaize, J.; Zeggane, S.; Aubert, M.; Carpentier, P.; Faucon, J.P., 2011. An assessment of honeybee colony matrices, apis mellifera (hymenoptera apidae) to monitor pesticide presence in continental France. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (1): 103-111. https://doi.org/10.1002/etc.361

Chevallier, M.L.; Della-Negra, O.; Chaussonnerie, S.; Barbance, A.; Muselet, D.; Lagarde, F.; Darii, E.; Ugarte, E.; Lescop, E.; Fonknechten, N.; Weissenbach, J.; Woignier, T.; Gallard, J.F.; Vuilleumier, S.; Imfeld, G.; Le Paslier, D.; Saaidi, P.L., 2019. Natural Chlordecone Degradation Revealed by Numerous Transformation Products Characterized in Key French West Indies Environmental Compartments. *Environmental Science & Technology*, 53 (11): 6133-6143. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06305

Chiaia-Hernandez, A.C.; Keller, A.; Wachter, D.; Steinlin, C.; Camenzuli, L.; Hollender, J.; Krausst'll, M., 2017. Long-Term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environmental Science & Technology*, 51 (18): 10642-10651. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b02529

Chiaia-Hernandez, A.C.; Scheringer, M.; Muller, A.; Stieger, G.; Wachter, D.; Keller, A.; Pintado-Herrera, M.G.; Lara-Martin, P.A.; Bucheli, T.D.; Hollender, J., 2020. Target and suspect screening analysis reveals persistent emerging organic contaminants in soils and sediments. *Science of the Total Environment*, 740: 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140181

Chiffoleau, J.-F., 2001. *La contamination métallique*. QUAE, 44.

Chiron, S.; Comoretto, L.; Rinaldi, E.; Maurino, V.; Minero, C.; Vione, D., 2009. Pesticide by-products in the Rhone delta (Southern France). The case of 4-chloro-2-methylphenol and of its nitroderivative. *Chemosphere*, 74 (4): 599-604. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.012

Chiron, S.; Minero, C.; Vione, D., 2007. Occurrence of 2,4-dichlorophenol and of 2,4-dichloro-6-nitrophenol in the Rhone River Delta (Southern France). *Environmental Science & Technology*, 41 (9): 3127-3133. https://doi.org/10.1021/es0626638

Chopin, E.I.B.; Marin, B.; Mkoungafoko, R.; Rigaux, A.; Hopgood, M.J.; Delannoy, E.; Cances, B.; Laurain, M., 2008. Factors affecting distribution and mobility of trace elements (Cu, Pb, Zn) in a perennial grapevine (Vitis vinifera L.) in the Champagne region of France. *Environmental Pollution*, 156 (3): 1092-1098. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.04.015

Chouvelon, T.; Strady, E.; Harmelin-Vivien, M.; Radakovitch, O.; Brach-Papa, C.; Crochet, S.; Knoery, J.; Rozuel, E.; Thomas, B.; Tronczynski, J.; Chiffoleau, J.F., 2019. Patterns of trace metal bioaccumulation and trophic transfer in a phytoplankton-zooplankton-small pelagic fish marine food web. *Marine Pollution Bulletin*, 146: 1013-1030. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.07.047

Chow, R.; Scheidegger, R.; Doppler, T.; Dietzel, A.; Fenicia, F.; Stamm, C., 2020. A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. *Water Research X*, 9. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064

Claisse, D.; Joanny, M.; Quintin, J.Y., 1992. Le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO). *Analusis*, 20 (6): 19-22.

Climent, M.J.; Herrero-Hernandez, E.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S.; Pedreros, P.; Urrutia, R., 2019. Residues of pesticides and some metabolites in dissolved and particulate phase in surface stream water of Cachapoal River basin, central Chile. *Environmental Pollution*, 251: 90-101. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.117

Clostre, F.; Cattan, P.; Gaude, J.M.; Carles, C.; Letourmy, P.; Lesueur-Jannoyer, M., 2015. Comparative fate of an organochlorine, chlordecone, and a related compound, chlordecone-5b-hydro, in soils and plants. *Science of the Total Environment*, 532: 292-300. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.026

Coat, S.; Bocquene, G.; Godard, E., 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordecone in Martinique. *Aquatic Living Resources*, 19 (2): 181-187. https://doi.org/10.1051/alr:2006016

Coat, S.; Monti, D.; Legendre, P.; Bouchon, C.; Massat, F.; Lepoint, G., 2011. Organochlorine pollution in tropical rivers (Guadeloupe): Role of ecological factors in food web bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 159 (6): 1692-1701. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.036

Coeurdassier, M.; Villers, A.; Augiron, S.; Sage, M.; Couzi, F.X.; Lattard, V.; Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234: 37-44. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Collas, C.; Mahieu, M.; Tricheur, A.; Crini, N.; Badot, P.M.; Archimede, H.; Rychen, G.; Feidt, C.; Jurjanz, S., 2019. Cattle exposure to chlordecone through soil intake. The case-study of tropical grazing practices in the French West Indies. *Science of the Total Environment*, 668: 161-170. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.384

Commission Européenne, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 october 2000. *Official Journal of the European Communities*.

Comoretto, L.; Arfib, B.; Chiron, S., 2007. Pesticides in the Rhone river delta (France): Basic data for a field-based exposure assessment. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3): 124-132. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.046

Coscollà, C.; Yusà, V., 2016. Chapter 17 - Pesticides and Agricultural Air Quality. In: de la Guardia, M.; Armenta, S., eds. *Comprehensive Analytical Chemistry*. Elsevier, 423-490. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166526X16300654

Coscollo, C.; Yahyaoui, A.; Colin, P.; Robin, C.; Martinon, L.; Val, S.; Baeza-Squiban, A.; Mellouki, A.; Yusa, V., 2013. Particle size distributions of currently used pesticides in a rural atmosphere of France. *Atmospheric Environment*, 81: 32-38. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.08.057

Cours des Comptes, 2020. *Les politiques de lutte contre la pollution de l'air. Enquête demandée par la Commission des finances du Sénat*, 202. https://www.ccomptes.fr/fr/publications/les-politiques-de-lutte-contre-la-pollution-de-lair

Crabit, A.; Cattan, P.; Colin, F.; Voltz, M., 2016. Soil and river contamination patterns of chlordecone in a tropical volcanic catchment in the French West Indies (Guadeloupe). *Environmental Pollution*, 212: 615-626. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.02.055

Criquet, J.; Dumoulin, D.; Howsam, M.; Mondamert, L.; Goossens, J.F.; Prygiel, J.; Billon, G., 2017. Comparison of POCIS passive samplers vs. composite water sampling: A case study. *Science of the Total Environment*, 609: 982-991. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.227

Cruz, J.M., 2015. *Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols : développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde*. Chimie analytique. Chimie analytique, Université de Bordeaux.

Cutillas, V.; Garcia-Valverde, M.; Gomez-Ramos, M.D.; Diaz-Galiano, F.J.; Ferrer, C.; Fernandez-Alba, A.R., 2020. Supercritical fluid chromatography separation of chiral pesticides: Unique capabilities to study cyhalothrin and metalaxyl as examples. *Journal of Chromatography A*, 1620. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2020.461007

Dagnac, T.; Bristeau, S.; Jeannot, R.; Mouvet, C.; Baran, N., 2005. Determination of chloroacetanilides, triazines and phenylureas and some of their metabolites in soils by pressurised liquid extraction, GC-MS/MS, LC-MS and LC-MS/MS. *Journal of Chromatography A*, 1067 (1-2): 225-233. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2004.11.058

Daniele, G.; Lafay, F.; Pelosi, C.; Fritsch, C.; Vulliet, E., 2018. Development of a method for the simultaneous determination of multi-class pesticides in earthworms by liquid chromatography coupled to tandem electrospray mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410 (20): 5009-5018. https://doi.org/10.1007/s00216-018-1151-2

Daughton, C.G., 2014. The Matthew Effect and widely prescribed pharmaceuticals lacking environmental monitoring: Case study of an exposure-assessment vulnerability. *Science of the Total Environment*, 466: 315-325. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.111

De Rock, P.; Dromard, C.; Allenou, J.P.; Thouard, E.; Cimiterra, N.; Bouchon, C.; Bouchon-Navaro, Y.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Gonzalez, J.L.; Guyomarch, J., 2020. *Recherche des voies de contamination des écosystèmes marins côtiers de la Martinique par le chlordécone. Projet ChloAnt* Rapport IFREMER RBE/BIODIVENV/2020-01, 65.

de Snoo, G.R.; Scheidegger, N.M.I.; de Jong, F.M.W., 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pesticide Science*, 55 (1): 47-54. https://doi.org/10.1002/(sici)1096-9063(199901)55:1<47::aid-ps859>3.3.co;2-r

de Souza, R.M.; Seibert, D.; Quesada, H.B.; Bassetti, F.D.; Fagundes-Klen, M.R.; Bergamasco, R., 2020. Occurrence, impacts and general aspects of pesticides in surface water: A review. *Process Safety and Environmental Protection*, 135: 22-37. https://doi.org/10.1016/j.psep.2019.12.035

Decuq, C.; Bedos, C.; Benabdallah, R.; Esnault, B.; Durand, B.; Bertrand, C.; Benoit, P.; Gautier, J.L.; Bretagnolle, V.; Fritsch, C.; Pelosi, C., 2019. Etude de la contamination de l'atmosphère par les pesticides dans une zone agricole. *49ième Congrés du Groupe Français des Pesticides*. Montpellier (France): 2019, poster.

Decuq, C.; Bourdat Deschamp, M.; Benoit, P.; Bertrand, C.; Benabdallah, R.; Esnault, B.; Durand, B.; Loubet, B.; Fritsch, C.; Pelosi, C.; Gaba, S.; Bretagnolle, V.; Bedos, C., 2022. A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. *Science of The Total Environment*.

Deffontaines, L.; Mottes, C.; Comte, I., 2019. *Appui au pilotage et au suivi du dispositif d'instrumentation pour la caractérisation des pesticides du bassin versant pilote martiniquais du Galion. Plan Chlordécone 3 : Action 18. Sous action « Fonctionnement des bassins versants ». CIRAD*.

Degrendele, C.; Okonski, K.; Melymuk, L.; Landlova, L.; Kukucka, P.; Audy, O.; Kohoutek, J.; Cupr, P.; Klanova, J., 2016. Pesticides in the atmosphere: a comparison of gas-particle partitioning and particle size distribution of legacy and current-use pesticides. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 16 (3): 1531-1544. https://doi.org/10.5194/acp-16-1531-2016

Delhomme, O.; Hernandez, A.; Chimjarn, S.; Bertrand, C.; Bourdat-Deschamps, M.; Fritsch, C.; Pelosi, C.; Nelieu, S.; Millet, M., 2021. A method to assess glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in soil and earthworms. *Journal of Chromatography A*, 1651: 10. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2021.462339

Della Rossa, P.; Jannoyer, M.; Mottes, C.; Plet, J.; Bazizi, A.; Arnaud, L.; Jestin, A.; Woignier, T.; Gaude, J.M.; Cattan, P., 2017. Linking current river pollution to historical pesticide use: Insights for territorial management? *Science of the Total Environment*, 574: 1232-1242. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.065

Deng, H.M.; Ji, Y.; Tang, S.; Yang, F.; Tang, G.L.; Shi, H.W.; Lee, H.K., 2020. Application of Chiral and Achiral Supercritical Fluid Chromatography in Pesticide Analysis: A Review. *Journal of Chromatography A*, 1634: 15. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2020.461684

Desert, M.; Ravier, S.; Gille, G.; Quinapallo, A.; Armengaud, A.; Pochet, G.; Savelli, J.L.; Wortham, H.; Quivet, E., 2018. Spatial and temporal distribution of current-use pesticides in ambient air of Provence-Alpes-COte-d'Azur Region and Corsica, France. *Atmospheric Environment*, 192: 241-256. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.054

Desprats, J.F., 2019. *Suivi et mise à jour 2019 du SIG sur la contamination des sols de Martinique par la chlordécone.*, (Rapport final BRGM RP-69405-FR).

Desprats, J.F., 2020. *Poursuite de la cartographie sur la contamination des sols par la chlordécone – 2019-2021*, (Rapport d'avancement BRGM RP-70232-FR).

Devault, D.; Auby, I.; Trut, G.; Duval, M.; D'Amico, F.; Kantin, R., 2012. *Valorisation des données de la surveillance DCE. Synthèse des données des suivis chimiques «Biote » (2008-2010), «Sédiment» (2008) et «Eau» (2009) Masses d'eau côtières et de transition du district Adour-Garonne* Rapport Ifremer RST/LER/AR/12-005, 102.

Devault, D.A.; Gerino, M.; Laplanche, C.; Julien, F.; Winterton, P.; Merlina, G.; Delmas, F.; Lim, P.; Sanchez-Perez, J.M.; Pinelli, E., 2009. Herbicide accumulation and evolution in reservoir sediments. *Science of the Total Environment*, 407 (8): 2659-2665. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.12.064

Devault, D.A.; Laplanche, C.; Pascaline, H.; Bristeau, S.; Mouvet, C.; Macarie, H., 2016. Natural transformation of chlordecone into 5b-hydrochlordecone in French West Indies soils: statistical evidence for investigating long-term persistence of organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 81-97. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4865-0

Devault, D.A.; Massat, F.; Baylet, A.; Dolique, F.; Lopez, P.J., 2022. Arsenic and chlordecone contamination and decontamination toxicokinetics in Sargassum sp. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 6-16. https://doi.org/10.1007/s11356-020-12127-7

Devault, D.A.; Merlina, G.; Lim, P.; Probst, J.L.; Pinelli, E., 2007. Multi-residues analysis of pre-emergence herbicides in fluvial sediments: application to the mid-Garonne River. *Journal of Environmental Monitoring*, 9 (9): 1009-1017. https://doi.org/10.1039/b708454b

Díez, C.; Barrado, E.; Rodríguez, J.A., 2011. Chemometric Strategies for the Extraction and Analysis Optimization of Herbicide Residues in Soil Samples. In: Soloneski, S.; Larramendy, M.L., eds. *Herbicides, Theory and Applications*. IntechOpen 17. https://doi.org/10.5772/13019

Dollinger, J.; Dages, C.; Voltz, M., 2015. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environmental Chemistry Letters*, 13 (3): 293-307. https://doi.org/10.1007/s10311-015-0515-5

Dousset, S.; Jacobson, A.R.; Dessogne, J.B.; Guichard, N.; Baveye, P.C.; Andreux, F., 2007. Facilitated transport of diuron and glyphosate in high copper vineyard soils. *Environmental Science & Technology*, 41 (23): 8056-8061. https://doi.org/10.1021/es071664c

DREAL Rhône-Alpes, 2007. *Etat des lieux de pesticides dans les eaux de la région Rhône Alpes*.

Dromard, C.R.; Bodiguel, X.; Lemoine, S.; Bouchon-Navaro, Y.; Reynal, L.; Thouard, E.; Bouchon, C., 2016. Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 73-80. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4732-z

Dromard, C.R.; Guene, M.; Bouchon-Navaro, Y.; Lemoine, S.; Cordonnier, S.; Bouchon, C., 2018. Contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe: evidence of a seaward decreasing gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (15): 14294-14301. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8924-6

Dron, J.; Revenko, G.; Chamaret, P.; Chaspoul, F.; Wafo, E.; Harmelin-Vivien, M., 2019. Contaminant signatures and stable isotope values qualify European conger (Conger conger) as a pertinent bioindicator to identify marine contaminant sources and pathways. *Ecological Indicators*, 107 (February): 105562-105562. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105562

Dron, J.; Wafo, E.; Boissery, P.; Dhermain, F.; Bouchoucha, M.; Chamaret, P.; Lafitte, D., 2022. Trends of banned pesticides and PCBs in different tissues of striped dolphins (Stenella coeruleoalba) stranded in the Northwestern Mediterranean reflect changing contamination patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 11. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113198

Droz, B.; Payraudeau, S.; Martin, J.A.R.; Toth, G.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Borrelli, P.; Imfeld, G., 2021. Copper Content and Export in European Vineyard Soils Influenced by Climate and Soil Properties. *Environmental Science & Technology*, 55 (11): 7327-7334. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02093

Druart, C.; Millet, M.; Scheifler, R.; Delhomme, O.; de Vaufleury, A., 2011a. Glyphosate and glufosinate-based herbicides: fate in soil, transfer to, and effects on land snails. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (8): 1373-1384. https://doi.org/ 10.1007/s11368-011-0409-5

Druart, C.; Millet, M.; Scheifler, R.; Delhomme, O.; Raeppel, C.; de Vaufleury, A., 2011b. Snails as indicators of pesticide drift, deposit, transfer and effects in the vineyard. *Science of the Total Environment*, 409 (20): 4280-4288. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.006

Dubus, I.G.; Hollis, J.M.; Brown, C.D., 2000. Pesticides in rainfall in Europe. *Environmental Pollution*, 110 (2): 331-344. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00295-x

Durrieu de Madron, X.D.; Guieu, C.; Sempere, R.; Conan, P.; Cossa, D.; D'Ortenzio, F.; Estournel, C.; Gazeau, F.; Rabouille, C.; Stemmann, L.; Bonnet, S.; Diaz, F.; Koubbi, P.; Radakovitch, O.; Babin, M.; Baklouti, M.; Bancon-Montigny, C.; Belviso, S.; Bensoussan, N.; Bonsang, B.; Bouloubassi, I.; Brunet, C.; Cadiou, J.F.; Carlotti, F.; Chami, M.; Charmasson, S.; Charriere, B.; Dachs, J.; Doxaran, D.; Dutay, J.C.; Elbaz-Poulichet, F.; Eleaume, M.; Eyrolles, F.; Fernandez, C.; Fowler, S.; Francour, P.; Gaertner, J.C.; Galzin, R.; Gasparini, S.; Ghiglione, J.F.; Gonzalez, J.L.; Goyet, C.; Guidi, L.; Guizien, K.; Heimburger, L.E.; Jacquet, S.H.M.; Jeffrey, W.H.; Joux, F.; Le Hir, P.; Leblanc, K.; Lefevre, D.; Lejeusne, C.; Leme, R.; Loye-Pilot, M.D.; Mallet, M.; Mejanelle, L.; Melin, F.; Mellon, C.; Merigot, B.; Merle, P.L.; Migon, C.; Miller, W.L.; Mortier, L.; Mostajir, B.; Mousseau, L.; Moutin, T.; Para, J.; Perez, T.; Petrenko, A.; Poggiale, J.C.; Prieur, L.; Pujo-Pay, M.; Pulido, V.; Raimbault, P.; Rees, A.P.; Ridame, C.; Rontani, J.F.; Pino, D.R.; Sicre, M.A.; Taillandier, V.; Tamburini, C.; Tanaka, T.; Taupier-Letage, I.; Tedetti, M.; Testor, P.; Thebault, H.; Thouvenin, B.; Touratier, F.; Tronczynski, J.; Ulses, C.; Van Wambeke, F.; Vantrepotte, V.; Vaz, S.; Verney, R., 2011. Marine ecosystems' responses to climatic and anthropogenic forcings in the Mediterranean. *Progress in Oceanography*, 91 (2): 97-166. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.02.003

Dyc, C.; Covaci, A.; Debier, C.; Leroy, C.; Delcroix, E.; Thome, J.P.; Das, K., 2015. Pollutant exposure in green and hawksbill marine turtles from the Caribbean region. *Regional Studies in Marine Science*, 2: 158-170. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.09.004

El Azzi, D.; Probst, J.L.; Teisserenc, R.; Merlina, G.; Baque, D.; Julien, F.; Payre-Suc, V.; Guiresse, M., 2016. Trace Element and Pesticide Dynamics During a Flood Event in the Save Agricultural Watershed: Soil-River Transfer Pathways and Controlling Factors. *Water Air and Soil Pollution*, 227 (12). https://doi.org/10.1007/s11270-016-3144-0

El Azzi, D.; Viers, J.; Guiresse, M.; Probst, A.; Aubert, D.; Caparros, J.; Charles, F.; Guizien, K.; Probst, J.L., 2013. Origin and fate of copper in a small Mediterranean vineyard catchment: New insights from combined chemical extraction and delta Cu-65 isotopic composition. *Science of the Total Environment*, 463: 91-101. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.058

El Hadri, H.; Chery, P.; Jalabert, S.; Lee, A.; Potin-Gautier, M.; Lespes, G., 2012. Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases. *Science of the Total Environment*, 441: 239-247. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.070

Elliott, J.A.; Cessna, A.J.; Nicholaichuk, W.; Tollefson, L.C., 2000. Leaching rates and preferential flow of selected herbicides through tilled and untilled soil. *Journal of Environmental Quality*, 29 (5): 1650-1656. https://doi.org/10.2134/jeq2000.00472425002900050036x

Elsner, M., 2010. Stable isotope fractionation to investigate natural transformation mechanisms of organic contaminants: principles, prospects and limitations. *Journal of Environmental Monitoring*, 12 (11): 2005-2031. https://doi.org/10.1039/C0EM00277A

Elsner, M.; Imfeld, G., 2016. Compound-specific isotope analysis (CSIA) of micropollutants in the environment - current developments and future challenges. *Current Opinion in Biotechnology*, 41: 60-72. https://doi.org/10.1016/j.copbio.2016.04.014

EPTB Charente, 2018. *RECEMA Charente Réseau d'Evaluation Complémentaire de l'Etat de l'Eau et des Milieux aquatiques du bassin de la Charente et de ses affluents*.

Espel, D.; Diepens, N.J.; Boutron, O.; Buffan-Dubau, E.; Cherain, Y.; Coulet, E.; Grillas, P.; Probst, A.; Silvestre, J.; Elger, A., 2019. Dynamics of the seagrass Zostera noltei in a shallow Mediterranean lagoon exposed to chemical contamination and other stressors. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 222: 1-12. https://doi.org/ 10.1016/j.ecss.2019.03.019

Espinasse, S.; Chaufaux, J.; Buisson, C.; Perchat, S.; Gohar, M.; Bourguet, D.; Sanchis, V., 2003. Occurrence and linkage between secreted insecticidal toxins in natural isolates of Bacillus thuringiensis. *Current Microbiology*, 47 (6): 501-507. https://doi.org/10.1007/s00284-003-4097-2

Fantke, P.; Juraske, R., 2013. Variability of Pesticide Dissipation Half-Lives in Plants. *Environmental Science & Technology*, 47 (8): 3548-3562. https://doi.org/10.1021/es303525x

Farcy, E.; Burgeot, T.; Haberkorn, H.; Auffret, M.; Lagadic, L.; Allenou, J.P.; Budzinski, H.; Mazzella, N.; Pete, R.; Heydorff, M.; Menard, D.; Mondeguer, F.; Caquet, T., 2013. An integrated environmental approach to investigate biomarker fluctuations in the blue mussel Mytilus edulis L. in the Vilaine estuary, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (2): 630-650. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1316-z

Fauvelle, V.; Belles, A.; Budzinski, H.; Mazzella, N.; Plus, M., 2018. Simulated conservative tracer as a proxy for S-metolachlor concentration predictions compared to POCIS measurements in Arcachon Bay. *Marine Pollution Bulletin*, 133: 423-427. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.06.005

Fauvelle, V.; Mazzella, N.; Belles, A.; Moreira, A.; Allan, I.J.; Budzinski, H., 2014. Optimization of the polar organic chemical integrative sampler for the sampling of acidic and polar herbicides. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 406 (13): 3191-3199. https://doi.org/10.1007/s00216-014-7757-0

Fent, G., 2004. *Short-range transport and deposition of volatilised pesticides*. Aachen, Germany: Shaker Verlag.

Fernandes, V.C.; Lehotay, S.J.; Geis-Asteggiante, L.; Kwon, H.; Mol, H.G.J.; van der Kamp, H.; Mateus, N.; Domingues, V.F.; Delerue-Matos, C., 2014. Analysis of pesticide residues in strawberries and soils by GC-MS/MS,LC-MS/MS and twodimensional GC-time-of-flight MS comparing organic and integrated pest management farming. *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment*, 31 (2): 262-270. https://doi.org/10.1080/19440049.2013.865842

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Fiandrino, A.; Serais, O.; Caillard, E.; Munaron, D.; Cimiterra, N., 2021. *Qualité du Milieu Marin Littoral. Bulletin de la surveillance 2020. Région Occitanie - Départements des Pyrénées Orientales, de l'Aude, de l'Hérault, du Gard. ODE/LITTORAL/LERLR/21.007*. https://archimer.ifremer.fr/doc/00718/82982/

Flores Velez, L.M.; Ducaroir, J.; Jaunet, A.M.; Robert, M., 1996. Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *European Journal of Soil Science*, 47 (4): 523-532. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01852.x

FOCUS AIR, 2008. *Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment*: FOCUS Working Group, FOCUS AIR, (SANCO/10553/2006 Rev 2), 327.

Fojtova, D.; Vasickova, J.; Grillo, R.; Bilkova, Z.; Simek, Z.; Neuwirthova, N.; Kah, M.; Hofman, J., 2019. Nanoformulations can significantly affect pesticide degradation and uptake by earthworms and plants. *Environmental Chemistry*, 16 (6): 470-481. https://doi.org/10.1071/en19057

Forget, J.; Beliaeff, B.; Bocquene, G., 2003. Acetylcholinesterase activity in copepods (Tigriopus brevicornis) from the Vilaine River estuary, France, as a biomarker of neurotoxic contaminants. *Aquatic Toxicology*, 62 (3): 195-204. https://doi.org/10.1016/s0166-445x(02)00084-x

Fortune, M.; Bizzozero, L., 2021. *Atlas DCE Loire Bretagne, Tome 3 : Chimie, Etat des lieux 2019 - Données 2012-2017* Rapport Ifremer ODE/UL/LER MPL/21.02, 61. http://envlit.ifremer.fr/var/envlit/storage/documents/atlas_DCE/scripts/site/carte.php?map=LB

Fourel, I.; Damin-Pernik, M.; Benoit, E.; Lattard, V., 2017. Cis-bromadiolone diastereoisomer is not involved in bromadiolone Red Kite (Milvus milvus) poisoning. *Science of the Total Environment*, 601: 1412-1417. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.011

Fourel, I.; Sage, M.; Benoit, E.; Lattard, V., 2018. Liver and fecal samples suggest differential exposure of red fox (Vulpes vulpes) to trans- and cis-bromadiolone in areas from France treated with plant protection products. *Science of the Total Environment*, 622: 924-929. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.053

Fournier-Chambrillon, C.; Berny, P.J.; Coiffier, O.; Barbedienne, P.; Dasse, B.; Delas, G.; Galineau, H.; Mazet, A.; Pouzenc, P.; Rosoux, R.; Fournier, P., 2004. Evidence of secondary poisoning of free-ranging riparian mustelids by anticoagulant rodenticides in France: Implications for conservation of European mink (Mustela lutreola). *Journal of Wildlife Diseases*, 40 (4): 688-695. https://doi.org/10.7589/0090-3558-40.4.688

Fredon Auvergne Rhône-Alpes, 2021. *Qualité des eaux en Auvergne-Rhône-Alpes. Synthèse annuelle des résultats d'analyses "pesticides" dans les rivières et les nappes d'eaux souterraines de la région Auvergne-Rhône-Alpes. 2019*. www.eauetphyto-aura.fr

Frodello, J.P.; Marchand, B., 2001. Cadmium, copper, lead, and zinc in five toothed whale species of the Mediterranean Sea. *International Journal of Toxicology*, 20 (6): 339-343. https://doi.org/10.1080/109158101753333613

Froger, C.; Jolivet, C.; Bispo, A.; Eymery, F.; Botta, F.; Budzinski, H., 2020. Le projet Phytosol : faisabilité et nécessité d'un réseau de surveillance des résidus de pesticides dans les sols français. *50e congrès du Groupe Français des Pesticides*. Namur: 27-29 mai 2020 Résumé congrès.

Galgani, F.; Chiffoleau, J.F.; Orsoni, V.; Costantini, L.; Boissery, P.; Calendini, S.; Andral, B., 2006. Chemical contamination and sediment toxicity along the coast of Corsica. *Chemistry and Ecology*, 22 (4): 299-312. https://doi.org/10.1080/02757540600812156

Galon, L.; Bragagnolo, L.; Korf, E.P.; dos Santos, J.B.; Barroso, G.M.; Ribeiro, V.H.V., 2021. Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere - a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (25): 32236-32255. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14258-x

Garcia-Flor, N.; Guitart, C.; Abalos, M.; Dachs, J.; Bayona, J.M.; Albaiges, J., 2005. Enrichment of organochlorine contaminants in the sea surface microlayer: An organic carbon-driven process. *Marine Chemistry*, 96 (3-4): 331-345. https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.01.005

Gardes, T.; Portet-Koltalo, F.; Debret, M.; Copard, Y., 2021. Historical and post-ban releases of organochlorine pesticides recorded in sediment deposits in an agricultural watershed, France. *Environmental Pollution*, 288: 10. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117769

Garrido Frenich, A.; Martínez Vidal, J.L.; Moreno Frías, M.; Olea-Serrano, F.; Olea, N.; Cuadros Rodriguez, L., 2003. Determination of organochlorine pesticides by GC-ECD and GC-MS-MS techniques including an evaluation of the uncertainty associated with the results. *Chromatographia*, 57 (3): 213-220. https://doi.org/10.1007/BF02491719

Garty, J.; Weissman, L.; Tamir, O.; Beer, S.; Cohen, Y.; Karnieli, A.; Orlovsky, L., 2000. Comparison of five physiological parameters to assess the vitality of the lichen Ramalina lacera exposed to air pollution. *Physiologia Plantarum*, 109 (4): 410-418. https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2000.100407.x

Gasperi, J.; Cladière, M.; Zgheib, S.; Rocher, V.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2012. Substances prioritaires dans les rejets urbains de temps de pluie : cas du déversoir de Clichy. *Techniques Sciences Méthodes*, (4): 30-43. https://doi.org/10.1051/tsm/201204030

Gasperi, J.; Sebastian, C.; Ruban, V.; Delamain, M.; Percot, S.; Wiest, L.; Mirande, C.; Caupos, E.; Demare, D.; Kessoo, M.D.; Saad, M.; Schwartz, J.J.; Dubois, P.; Fratta, C.; Wolff, H.; Moilleron, R.; Chebbo, G.; Cren, C.; Millet, M.; Barraud, S.; Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5267-5281. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0

Gavage, M.; Delahaut, P.; Gillard, N., 2021. Suitability of High-Resolution Mass Spectrometry for Routine Analysis of Small Molecules in Food, Feed and Water for Safety and Authenticity Purposes: A Review. *Foods*, 10 (3): 19. https://doi.org/10.3390/foods10030601

Geffard, O.; Coquery, M.; Recoura-Massaquant, R.; Perceval, O.; Bolzan, D.; Bourrain, X.; Rebillard, J.-P.; Navarro, L.; Nicolai, M.; Casterot, B.; Ferreol, M.; Villeneuve, B.; Chaumot, A., 2021. La biosurveillance active pour le suivi de l'état chimique des cours d'eau continentaux , Revue Science Eaux & Territoires, Directive cadre européenne sur l'eau – Bilan de vingt années de recherche pour la reconquête de la qualité des masses d'eau. *Sciences Eaux et Territoires*, 37: 82-87. http://www.set-revue.fr/la-biosurveillance-active-pour-le-suivi-de-letat-chimique-des-cours-deau-continentaux

Geissen, V.; Silva, V.; Lwanga, E.H.; Beriot, N.; Oostindie, K.; Bin, Z.Q.; Pyne, E.; Busink, S.; Zomer, P.; Mol, H.; Ritsema, C.J., 2021. Cocktails of pesticide residues in conventional and organic farming systems in Europe- Legacy of the past and turning point for the future*. *Environmental Pollution*, 278: 11. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116827

Gevao, B.; Mordaunt, C.; Semple, K.T.; Piearce, T.G.; Jones, K.C., 2001. Bioavailability of nonextractable (bound) pesticide residues to earthworms. *Environmental Science & Technology*, 35 (3): 501-507. https://doi.org/10.1021/es000144d

Ghini, S.; Fernandez, M.; Pico, Y.; Marin, R.; Fini, F.; Manes, J.; Girotti, S., 2004. Occurrence and distribution of pesticides in the province of Bologna, Italy, using honeybees as bioindicators. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 47 (4): 479-488. https://doi.org/10.1007/s00244-003-3219-y

Ghosson, H.; Raviglione, D.; Salvia, M.V.; Bertrand, C., 2020. Online Headspace-Solid Phase Microextraction-Gas Chromatography-Mass Spectrometry-based untargeted volatile metabolomics for studying emerging complex biopesticides: A proof of concept. *Analytica Chimica Acta*, 1134: 58-74. https://doi.org/10.1016/j.aca.2020.08.016

Gimsing, A.L.; Borggaard, O.K.; Bang, M., 2004. Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils. *European Journal of Soil Science*, 55 (1): 183-191. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00585.x

GIP Loire Bretagne, 2013. *Micropolluants : Les Pesticides. Cahiers Indicateurs N°1*.

Gonzalez-Gaya, B.; Lopez-Herguedas, N.; Bilbao, D.; Mijangos, L.; Iker, A.M.; Etxebarria, N.; Irazola, M.; Prieto, A.; Olivares, M.; Zuloaga, O., 2021. Suspect and non-target screening: the last frontier in environmental analysis. *Analytical Methods*, 13 (16): 1876-1904. https://doi.org/10.1039/d1ay00111f

Gonzalez, J.-L.; Foan, L.; Togola, A.; Uher, E.; Guyomarch, J.; Munaron, D.; Tapie, N.; Budzinski, H., 2015. *Bilan des opérations "grande échelle" (utilisation des échantillonneurs passifs DGT, POCIS, SPMD, SBSE): substances DCE et pharmaceutiques* Rapport Ifremer/AQUAREF, (1312681101), 97.

Gonzalez, J.-L.; Turquet, J.; Cambert, H.; Budzinski, H.; Tapie, N.; Guyomarch, J.; Andral, B., 2009a. *PROJET PEPS La Réunion (Pré étude: Echantillonnage Passif pour la Surveillance de la contamination chimique) Mise en place d'échantillonneurs passifs pour la caractérisation de la contamination chimique des masses d'eau côtières réunionnaises* Rapport Ifremer RST/DOP/LER-PAC/09-11, 87. http://wwz.ifremer.fr/content/download/36183/491637/file/09-08_gonzalez Rap FINAL sans annexe_EP_Méditerranée.pdf

Gonzalez, J.L.; Budzinski, H.; Tapie, N.; Munaron, D., 2009b. *Projet PEPS Méditerranée (Pré-étude : Echantillonnage Passif pour la Surveillance de la contamination chimique)* Rapport Ifremer RST/DOP/DOP-DCN-BE/09-08., 90.

Gonzalez, J.L.; Foan, L., 2015. *Evaluation de la contamination des eaux : Comparaison des mesures par échantillonnage passif (DGT, POCIS, SBSE) et des mesures dans le biote. Etat de l'art et bilan des données disponibles. Rapport final AQUAREF*, 76.

Gonzalez, J.L.; Tapie, N.; Guyomarch, J.; Budzinski, H., 2012. *PROJET PEPS Guyane Evaluation de la contamination chimique des eaux guyanaises par les techniques d'échantillonnage passif. Application et soutien à la mise en place de la DCE – Campagnes de juillet et novembre 2010* Rapport Ifremer RST.RBE/BE/CM/2012-06/, 54.

Goretti, E.; Pallottini, M.; Rossi, R.; La Porta, G.; Gardi, T.; Goga, B.T.C.; Elia, A.C.; Galletti, M.; Moroni, B.; Petroselli, C.; Selvaggi, R.; Cappelletti, D., 2020. Heavy metal bioaccumulation in honey bee matrix, an indicator to assess the contamination level in terrestrial environments. *Environmental Pollution*, 256: 12. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113388

Goulson, D., 2013. Review: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 977-987. https://doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Gouriou, L.; Trut, G.; Auby, I.; Rigouin, L.; Méteigner, C.; Oger-Jeanneret, H., 2018. *Valorisation des données de la surveillance chimique DCE dans les masses d'eau du bassin Adour- Garonne (2008-2015)* Rapport IFREMER ODE/LITTORAL/LER/AR/18.03, 122.

Gouy, V.; Liger, L.; Ahrouch, S.; Bonnineau, C.; Carluer, N.; Chaumot, A.; Coquery, M.; Dabrin, A.; Margoum, C.; Pesce, S., 2021. Ardières-Morcille in the Beaujolais, France: a research catchment dedicated to study of the transport and impacts of diffuse agricultural pollution in rivers. *Hydrological Processes* 35 (10). https://doi.org/10.1002/hyp.14384

Gouzy, A.; Farret, R., 2005. *Détermination des pesticides à surveiller dans le compartiment aérien: approche par hierarchisation. Synthèse du comité de pilotage*: Ineris, (N°INERIS-DRC-MECO-CGR-143/2005-AGo), 141p.

Grandcoin, A.; Piel, S.; Baures, E., 2017. AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research*, 117: 187-197. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.055

Gros, V.; Baisnée, D.; Bedos, C.; Benabdallah, R.; Bonnaire, N.; Bsaibes, S.; Buysse, P.; Ciuraru, R.; Decuq, C.; Esnault, B.; Kammer, J.; Lafouge, F.; Petit, J.E.; Sarda-Esteve, R.; Saameh, D.; Simon, L.; Truong, F.; Loubet, B., 2020. *AGRIMULTIPOL Identification et quantification des polluants (ammoniac, COV, particules, pesticides) émis par une exploitation agricole type*: ADEME.

Guibal, R.; Buzier, R.; Charriau, A.; Lissalde, S.; Guibaud, G., 2017. Passive sampling of anionic pesticides using the Diffusive Gradients in Thin films technique (DGT). *Analytica Chimica Acta*, 966: 1-10. https://doi.org/ 10.1016/j.aca.2017.02.007

Guibal, R.; Lissalde, S.; Charriau, A.; Poulier, G.; Mazzella, N.; Guibaud, G., 2015. Coupling passive sampling and time of flight mass spectrometry for a better estimation of polar pesticide freshwater contamination: Simultaneous target quantification and screening analysis. *Journal of Chromatography A*, 1387: 75-85. https://doi.org/ 10.1016/j.chroma.2015.02.014

Guibal, R.; Lissalde, S.; Leblanc, J.; Cleries, K.; Charriau, A.; Poulier, G.; Mazzella, N.; Rebillard, J.P.; Brizard, Y.; Guibaud, G., 2018. Two sampling strategies for an overview of pesticide contamination in an agriculture-extensive headwater stream. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (15): 14280-14293. https://doi.org/ 10.1007/s11356-017-9883-7

Guigues, N.; Lepot, B.; Desenfant, M.; Durocher, J., 2020. Estimation of the measurement uncertainty, including the contribution arising from sampling, of water quality parameters in surface waters of the Loire-Bretagne river basin, France. *Accreditation and Quality Assurance*, 25 (4): 281-292. https://doi.org/10.1007/s00769-020-01436-6

Guillemain, C.; Lestremau, F.; Soulier, C.; Coureau, C.; Togola, A.; Margoum, C., 2019. *Comparaison et impact de différentes méthodes d'extraction d'eau sur l'analyse non ciblée par chromatographie liquide couplée à la spectrométrie de masse haute résolution – Rapport AQUAREF*, 24 p.

Guillou, M.; Quiniou, F.; Huart, B.; Pagano, G., 2000. Comparison of embryonic development and metal contamination in several populations of the sea urchin Sphaerechinus granularis (Lamarck) exposed to anthropogenic pollution. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39 (3): 337-344.

Gutierrez, A.; Baran, N., 2009. Long-term transfer of diffuse pollution at catchment scale: Respective roles of soil, and the unsaturated and saturated zones (Brevilles, France). *Journal of Hydrology*, 369 (3-4): 381-391. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.02.050

Halbach, K.; Moder, M.; Schrader, S.; Liebmann, L.; Schafer, R.B.; Schneeweiss, A.; Schreiner, V.C.; Vormeier, P.; Weisner, O.; Liess, M.; Reemtsma, T., 2021. Small streams-large concentrations? Pesticide monitoring in small agricultural streams in Germany during dry weather and rainfall. *Water Research*, 203: 10. https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117535

Harner, T.; Bartkow, M.; Holoubek, I.; Klanova, J.; Wania, F.; Gioia, R.; Moeckel, C.; Sweetman, A.J.; Jones, K.C., 2006. Passive air sampling for persistent organic pollutants: Introductory remarks to the special issue. *Environmental Pollution*, 144 (2): 361-364. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.044

Hedouin, L.; Pringault, O.; Bustamante, P.; Fichez, R.; Warnau, M., 2011. Validation of two tropical marine bivalves as bioindicators of mining contamination in the New Caledonia lagoon: Field transplantation experiments. *Water Research*, 45 (2): 483-496. https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.09.002

Heffernan, A.L.; Gomez-Ramos, M.M.; Gaus, C.; Vijayasarathy, S.; Bell, I.; Hof, C.; Mueller, J.F.; Gomez-Ramos, M.J., 2017. Non-targeted, high resolution mass spectrometry strategy for simultaneous monitoring of xenobiotics and endogenous compounds in green sea turtles on the Great Barrier Reef. *Science of the Total Environment*, 599: 1251-1262. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv2017.05.016

Heinisch, E.; Kettrup, A.; Bergheim, W.; Martens, D.; Wenzel, S., 2005. Persistent chlorinated hydrocarbons (PCHC), source oriented monitoring in aquatic media - 3. The isomers of hexachlorocyclohexane. *Fresenius Environmental Bulletin*, 14 (6): 444-462.

Heiss, C.; Küster, A., 2015. In Response: A regulatory perspective on prioritization of emerging pollutants in the context of the Water Framework Directive. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (10): 2181-2183. https://doi.org/10.1002/etc.3047

Herzig, R.; Lohmann, N.; Meier, R., 2019. Temporal change of the accumulation of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lichens in Switzerland between 1995 and 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (11): 10562-10575. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04236-9

Hinckley, E.L.S.; Crawford, J.T.; Fakhraei, H.; Driscoll, C.T., 2020. A shift in sulfur-cycle manipulation from atmospheric emissions to agricultural additions. *Nature Geoscience*, 13 (9): 597-604. https://doi.org/10.1038/s41561-020-0620-3

Hoke, R.; Huggett, D.; Brasfield, S.; Brown, B.; Embry, M.; Fairbrother, A.; Kivi, M.; Paumen, M.L.; Prosser, R.; Salvito, D.; Scroggins, R., 2016. Review of Laboratory-Based Terrestrial Bioaccumulation Assessment Approaches for Organic Chemicals: Current Status and Future Possibilities. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 109-122. https://doi.org/ 10.1002/ieam.1692

Hooven, L.A.; Chakrabarti, P.; Harper, B.J.; Sagili, R.R.; Harper, S.L., 2019. Potential Risk to Pollinators from Nanotechnology-Based Pesticides. *Molecules*, 24 (24): 21. https://doi.org/10.3390/molecules24244458

Hossard, L.; Guichard, L.; Pelosi, C.; Makowski, D., 2017. Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. *Science of the Total Environment*, 575: 152-161. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.008

Houdart, M.; Tixier, P.; Lassoudiere, A.; Saudubray, F., 2009. Assessing pesticide pollution risk: from field to watershed. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (2): 321-327. https://doi.org/10.1051/agro:2008042

House, W.A.; Long, J.L.A.; Rae, J.E.; Parker, A.; Orr, D.R., 2000. Occurrence and mobility of the insecticide permethrin in rivers in the Southern Humber catchment, UK. *Pest Management Science*, 56 (7): 597-606. https://doi.org/10.1002/1526-4998(200007)56:7<597::Aid-ps181>3.3.Co;2-3

Houtman, C.J.; ten Broek, R.; de Jong, K.; Pieterse, B.; Kroesbergen, J., 2013. A multicomponent snapshot of pharmaceuticals and pesticides in the river meuse basin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (11): 2449-2459. https://doi.org/10.1002/etc.2351

Hulin, M.; Leroux, C.; Mathieu, A.; Gouzy, A.; Berthet, A.; Boivin, A.; Bonicelli, B.; Chubilleau, C.; Hulin, A.; Garziandia, E.L.; Mamy, L.; Millet, M.; Pernot, P.; Quivet, E.; Scelo, A.L.; Merlo, M.; Ruelle, B.; Bedos, C., 2021. Monitoring of pesticides in ambient air: Prioritization of substances. *Science of the Total Environment*, 753: 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141722

Ibanez, E.; Cifuentes, A., 2020. Moving forward to greener extraction techniques. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 122: 1. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115698

Imfeld, G.; Meite, F.; Wiegert, C.; Guyot, B.; Masbou, J.; Payraudeau, S., 2020. Do rainfall characteristics affect the export of copper, zinc and synthetic pesticides in surface runoff from headwater catchments? *Science of the Total Environment*, 741. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140437

Impact Mer, 2021. *Suivi chimique des stations du Réseau de Surveillance des Masses d'Eau Côtières et de Transition de Martinique au titre du marché 2019* Rapport de campagne, (0596484720), 30.

Ineris, 2015. *Données technico-économiques sur les substances chimiques en France : cuivre, composés et alliages*, (DRC-14-136881-02236A), 91p.

Jabot, C.; Daniele, G.; Giroud, B.; Tchamitchian, S.; Belzunces, L.P.; Casabianca, H.; Vulliet, E., 2016. Detection and quantification of boscalid and its metabolites in honeybees. *Chemosphere*, 156: 245-251. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.135

Jacobson, A.R.; Dousset, S.; Guichard, N.; Baveye, P.; Andreux, F., 2005. Diuron mobility through vineyard soils contaminated with copper. *Environmental Pollution*, 138 (2): 250-259. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.004

Joimel, S.; Cortet, J.; Consales, J.N.; Branchu, P.; Haudin, C.S.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2021. Contribution of chemical inputs on the trace elements concentrations of surface soils in urban allotment gardens. *Journal of Soils and Sediments*, 21 (1): 328-337. https://doi.org/10.1007/s11368-020-02784-z

Jondreville, C.; Lavigne, A.; Jurjanz, S.; Dalibard, C.; Liabeuf, J.M.; Clostre, F.; Lesueur-Jannoyer, M., 2014. Contamination of free-range ducks by chlordecone in Martinique (French West Indies): A field. *Science of the Total Environment*, 493: 336-341. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.083

Jonsson, O.; Paulsson, E.; Kreuger, J., 2019. TIMFIE Sampler-A New Time-Integrating, Active, Low-Tech Sampling Device for Quantitative Monitoring of Pesticides in Whole Water. *Environmental Science & Technology*, 53 (1): 279-286. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b02966

Justino, C.I.L.; Duarte, A.C.; Rocha-Santos, T.A.P., 2017. Recent Progress in Biosensors for Environmental Monitoring: A Review. *Sensors*, 17 (12): 25. https://doi.org/10.3390/s17122918

Kanzari, F.; Asia, L.; Syakti, A.D.; Piram, A.; Malleret, L.; Mille, G.; Doumenq, P., 2015. Distribution and risk assessment of hydrocarbons (aliphatic and PAHs), polychlorinated biphenyls (PCBs), and pesticides in surface sediments from an agricultural river (Durance) and an industrialized urban lagoon (Berre lagoon), France. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (9): 12. https://doi.org/10.1007/s10661-015-4823-9

Kanzari, F.; Syakti, A.D.; Asia, L.; Malleret, L.; Mille, G.; Jamoussi, B.; Abderrabba, M.; Doumenq, P., 2012. Aliphatic hydrocarbons, polycyclic aromatic hydrocarbons, polychlorinated biphenyls, organochlorine, and organophosphorous pesticides in surface sediments from the Arc river and the Berre lagoon, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (2): 559-576. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0582-5

Kanzari, F.; Syakti, A.D.; Asia, L.; Malleret, L.; Piram, A.; Mille, G.; Doumenq, P., 2014. Distributions and sources of persistent organic pollutants (aliphatic hydrocarbons, PAHs, PCBs and pesticides) in surface sediments of an industrialized urban river (Huveaune), France. *Science of the Total Environment*, 478: 141-151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.065

Kastner, M.; Nowak, K.M.; Miltner, A.; Trapp, S.; Schaffer, A., 2014. Classification and Modelling of Nonextractable Residue (NER) Formation of Xenobiotics in Soil - A Synthesis. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 44 (19): 2107-2171. https://doi.org/10.1080/10643389.2013.828270

Kattwinkel, M.; Kuhne, J.V.; Foit, K.; Liess, M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21 (6): 2068-2081. https://doi.org/10.1890/10-1993.1

Kissane, Z.; Shephard, J.M., 2017. The rise of glyphosate and new opportunities for biosentinel early-warning studies. *Conservation Biology*, 31 (6): 1293-1300. https://doi.org/10.1111/cobi.12955

Klanova, J.; Cupr, P.; Barakova, D.; Seda, Z.; Andel, P.; Holoubek, I., 2009. Can pine needles indicate trends in the air pollution levels at remote sites? *Environmental Pollution*, 157 (12): 3248-3254. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.030

Knoll, S.; Rosch, T.; Huhn, C., 2020. Trends in sample preparation and separation methods for the analysis of very polar and ionic compounds in environmental water and biota samples. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 412 (24): 6149-6165. https://doi.org/10.1007/s00216-020-02811-5

Koch, U.T.; Luder, W.; Andrick, U.; Staten, R.T.; Carde, R.T., 2009. Measurement by electroantennogram of airborne pheromone in cotton treated for mating disruption of Pectinophora gossypiella following removal of pheromone dispensers. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 130 (1): 1-9. https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00798.x

Komarek, M.; Cadkova, E.; Chrastny, V.; Bordas, F.; Bollinger, J.C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36 (1): 138-151. https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005

Kreuger, J.; Paulsson, E.; Jonsson, O.; Nanos, T., 2017. Long-term monitoring of pesticides in air and atmospheric deposition in Sweden. *Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air*. York (GBR): 2017/09/30/August - 1.

Krier, J.; Singh, R.R.; Kondić, T.; Lai, A.; Diderich, P.; Zhang, J.; Thiessen, P.A.; Bolton, E.E.; Schymanski, E.L., 2021. Discovering pesticides and their TPs in Luxembourg waters using open cheminformatics approaches. *Environment international*, 158: 106885. https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106885

La Jeunesse, I.; Amiot, A.; Landry, D.; Jadas-Hécart, A.; Communal, P.-Y.; Ballouche, A.; Vitrai, B.; Mounereau, L., 2015. Transferts de pesticides dans un petit bassin versant viticole des coteaux du Layon : importance des pics lors du ruissellement *Norois [En ligne]*, 235. https://doi.org/10.4000/norois.5618

Lafabrie, C.; Garrido, M.; Leboulanger, C.; Cecchi, P.; Gregori, G.; Pasqualini, V.; Pringault, O., 2013. Impact of contaminated-sediment resuspension on phytoplankton in the Biguglia lagoon (Corsica, Mediterranean Sea). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 130: 70-80. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2013.06.025

Lalere, B.; Oster, C.; Fallot, C.; Cabillic, J.; Alasonati, E.; Fisicaro, P.; Geffard, O.; Coquery, M., 2018. *Développement d'un outil de traçabilité chimique MRC (matériau de référence certifié) gammares pour la mise en œuvre de la surveillance chimique sur biote – Rapport AQUAREF*

Lambert, O.; Piroux, M.; Puyo, S.; Thorin, C.; L'Hostis, M.; Wiest, L.; Bulete, A.; Delbac, F.; Pouliquen, H., 2013. Widespread Occurrence of Chemical Residues in Beehive Matrices from Apiaries Located in Different Landscapes of Western France. *Plos One*, 8 (6): 12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067007

Lardy-Fontan, S.; Amalric, L.; Devau, N.; Lestremau, F., 2019. *Evaluation de l'impact de la fraction analysée et de la filtration pour la surveillance : analyse critique des approches et méthodologies Rapport Aquaref*, 40.

Larroude, S.; Massei, N.; Reyes-Marchant, P.; Delattre, C.; Humbert, J.F., 2013. Dramatic changes in a phytoplankton community in response to local and global pressures: a 24-year survey of the river Loire (France). *Global Change Biology*, 19 (5): 1620-1631. https://doi.org/10.1111/gcb.12139

Lazartigues, A.; Banas, D.; Feidt, C.; Brun-Bellut, J.; Thomas, M., 2012. Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France Part I: site characterization and water quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (7): 2802-2812. https://doi.org/10.1007/s11356-012-0784-5

Lazartigues, A.; Thomas, M.; Cren-Olive, C.; Brun-Bellut, J.; Le Roux, Y.; Banas, D.; Feidt, C., 2013. Pesticide pressure and fish farming in barrage pond in Northeastern France. Part II: residues of 13 pesticides in water, sediments, edible fish and their relationships. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (1): 117-125. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1167-7

LCSQA, 2020. *Résultats de la Campagne Nationale Exploratoire de mesure des résidus de Pesticides dans l'air ambiant (2018-2019)*: INERIS, (DRC-20-172794-02007C), 535p.

LCSQA; Ineris, 2015. *Pesticides dans l'air ambiant : intercomparaison analytique*. https://www.lcsqa.org/fr/rapport/2015/ineris/pesticides-air-ambiant-intercomparaison-analytique

Le Bellec, F.; Velu, A.; Fournier, P.; Le Squin, S.; Michels, T.; Tendero, A.; Bockstaller, C., 2015. Helping farmers to reduce herbicide environmental impacts. *Ecological Indicators*, 54: 207-216. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.020

Le Calvez, N., 2002. Determination of organochlorine pesticides in sediments from Authie Bay using microwave assisted solvent extraction. *Journal of the Chinese Chemical Society*, 49 (4): 585-592.

Le Cor, F.; Slaby, S.; Dufour, V.; Iuretig, A.; Feidt, C.; Dauchy, X.; Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788: 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Le Cor, F.; Slaby, S.; Gaillard, J.; Dauchy, X.; Feidt, C.; Banas, D., 2020. Barrage fishponds, a funnel effect for metal contaminants on headwater streams. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (6): 6228-6238. https://doi.org/10.1007/s11356-019-07195-3

Le Dreau, M.; Chaumot, A.; Foulquier, A.; François, A.; Geffard, O.; Margoum, C.; Pesce, S.; Martin, C.; Mazzella, N.; Gouy, V., 2015. Outils intégratifs pour évaluer l'impact des pratiques phytosanitaires sur les cours d'eau. *Innovations Agronomiques*, 46: 51-61. http://doi.org/10.15454/1.4622668913387212E12

Lebedev, A.T.; Polyakova, O.V.; Mazur, D.M.; Artaev, V.B.; Canet, I.; Lallement, A.; Vaitilingom, M.; Deguillaume, L.; Delort, A.M., 2018. Detection of semi-volatile compounds in cloud waters by GC x GC-TOF-MS. Evidence of phenols and phthalates as priority pollutants. *Environmental Pollution*, 241: 616-625. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.05.089

Lefrancq, M.; Jadas-Hecart, A.; La Jeunesse, I.; Landry, D.; Payraudeau, S., 2017. High frequency monitoring of pesticides in runoff water to improve understanding of their transport and environmental impacts. *Science of the Total Environment*, 587: 75-86. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.022

Lefrancq, M.; Payraudeau, S.; Guyot, B.; Millet, M.; Imfeld, G., 2018. Degradation and Transport of the Chiral Herbicide S-Metolachlor at the Catchment Scale: Combining Observation Scales and Analytical Approaches (vol 51, pg 13231, 2017). *Environmental Science & Technology*, 52 (9): 5517-5517. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b01118

Lemarchand, C.; Amblard, C.; Souchon, Y.; Berny, P., 2007. Organochlorine compounds (pesticides and PCBs) in scats of the european otter (Lutra lutra) from an actual expanding population in central France. *Water Air and Soil Pollution*, 186 (1-4): 55-62. https://doi.org/10.1007/s11270-007-9462-5

Lemarchand, C.; Rosoux, R.; Berny, P., 2010. Organochlorine pesticides, PCBs, heavy metals and anticoagulant rodenticides in tissues of Eurasian otters (Lutra lutra) from upper Loire River catchment (France). *Chemosphere*, 80 (10): 1120-1124. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.06.026

Lemarchand, C.; Rosoux, R.; Penide, M.E.; Berny, P., 2012. Tissue Concentrations of Pesticides, PCBs and Metals Among Ospreys, Pandion haliaetus, Collected in France. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 88 (1): 89-93. https://doi.org/10.1007/s00128-011-0453-2

Lepom, P.; Brown, B.; Hanke, G.; Loos, R.; Quevauviller, P.; Wollgast, J., 2009. Needs for reliable analytical methods for monitoring chemical pollutants in surface water under the European Water Framework Directive. *Journal of Chromatography A*, 1216 (3): 302-315. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2008.06.017

Levesque, B.; Cachot, J.; Boet, P.; Lepage, M.; Mazella, N.; Martin, C.; Gourves, P.Y.; Legeay, A., 2018. Seasonal variations of contamination and exoskeletal malformations in the white shrimps Palaemon longirostris in the Gironde estuary, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (23): 22689-22701. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2241-6

Levillain, J.; Cattan, P.; Colin, F.; Voltz, M.; Cabidoche, Y.M., 2012. Analysis of environmental and farming factors of soil contamination by a persistent organic pollutant, chlordecone, in a banana production area of French West Indies. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 159: 123-132. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.07.005

Levy, M.; Ba, H.; Pallares, C.; Pham-Huu, C.; Millet, M., 2020. Comparison and calibration of diverse passive samplers used for the air sampling of pesticides during a regional sampling monitoring campaign. *Atmospheric Pollution Research*, 11 (7): 1217-1225. https://doi.org/10.1016/j.apr.2020.03.014

Lewis, M.A.; Devereux, R., 2009. Non nutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: fate and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (3): 644-661. https://doi.org/10.1897/08-201.1

Li, Y.Y.; Chen, C.E.L.; Chen, W.; Chen, J.W.; Cai, X.Y.; Jones, K.C.; Zhang, H., 2019. Development of a Passive Sampling Technique for Measuring Pesticides in Waters and Soils. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 67 (22): 6397-6406. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b00040

Li, Z.Y.; Zhang, Z.C.; Zhang, L.; Leng, L., 2009. Isomer- and enantioselective degradation and chiral stability of fenpropathrin and fenvalerate in soils. *Chemosphere*, 76 (4): 509-516. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.03.015

Liber, Y.; Mourier, B.; Marchand, P.; Bichon, E.; Perrodin, Y.; Bedell, J.P., 2019. Past and recent state of sediment contamination by persistent organic pollutants (POPs) in the Rhone River: Overview of ecotoxicological implications. *Science of the Total Environment*, 646: 1037-1046. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.340

Lin, Z.; Zhen, Z.; Chen, C.E.; Li, Y.T.; Luo, C.L.; Zhong, L.Y.; Hu, H.Q.; Li, J.; Zhang, Y.Q.; Liang, Y.Q.; Yang, J.W.; Zhang, D.Y., 2018. Rhizospheric effects on atrazine speciation and degradation in laterite soils of Pennisetum alopecuroides (L.) Spreng. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (13): 12407-12418. https://doi.org/10.1007/s11356-018-1468-6

Linhart, C.; Niedrist, G.H.; Nagler, M.; Nagrani, R.; Temml, V.; Bardelli, T.; Wilhalm, T.; Riedl, A.; Zaller, J.G.; Clausing, P.; Hertoge, K., 2019. Pesticide contamination and associated risk factors at public playgrounds near intensively managed apple and wine orchards. *Environmental Sciences Europe*, 31. https://doi.org/10.1186/s12302-019-0206-0

Lionard, E.; Dabrin, A.; Coquery, M., 2014. *Méthodologie d'évaluation de tendances spatiales et temporelles des teneurs en contaminants dans les sédiments. Rapport AQUAREF 2014*, 39.

Liu, B.B.; Chen, B.; Zhang, J.; Wang, P.; Feng, G., 2017. The environmental fate of thymol, a novel botanical pesticide, in tropical agricultural soil and water. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 99 (2): 223-232. https://doi.org/10.1080/02772248.2016.1198907

Liu, J.; Liang, Y.S.; Hu, T.; Zeng, H.; Gao, R.; Wang, L.; Xiao, Y.H., 2021a. Environmental fate of Bt proteins in soil: Transport, adsorption/desorption and degradation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226: 14. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112805

Liu, T.; Fang, K.; Liu, Y.L.; Zhang, X.L.; Han, L.X.; Wang, X.G., 2021b. z Enantioselective residues and toxicity effects of the chiral triazole fungicide hexaconazole in earthworms (Eisenia fetida). *Environmental Pollution*, 270. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116269

Louchart, X.; Voltz, M.; Andrieux, P.; Moussa, R., 2001. Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area. *Journal of Environmental Quality*, 30 (3): 982-991. https://doi.org/10.2134/jeq2001.303982x

Louchart, X.; Voltz, M.; Coulouma, G.; Andrieux, P., 2004. Oryzalin fate and transport in runoff water in Mediterranean vineyards. *Chemosphere*, 57 (8): 921-930. https://doi.org./10.1016/j.chemosphere.2004.07.021.

Louzon, M.; Pauget, B.; Gimbert, F.; Morin-Crini, N.; Wong, J.W.Y.; Zaldibar, B.; Natal-da-Luz, T.; Neuwirthova, N.; Thiemann, C.; Sarrazin, B.; Irazola, M.; Amiot, C.; Rieffel, D.; Sousa, J.P.; Chalot, M.; de Vaufleury, A., 2022. In situ and ex situ bioassays with Cantareus aspersus for environmental risk assessment of metal(loid) and PAH-contaminated soils. *Integrated Environmental Assessment and Management*: 16. https://doi.org/10.1002/ieam.4480

Lucadamo, L.; Corapi, A.; Gallo, L., 2018. Evaluation of glyphosate drift and anthropogenic atmospheric trace elements contamination by means of lichen transplants in a southern Italian agricultural district. *Air Quality Atmosphere and Health*, 11 (3): 325-339. https://doi.org/10.1007/s11869-018-0547-7

Luna-Acosta, A.; Budzinski, H.; Le Menach, K.; Thomas-Guyon, H.; Bustamante, P., 2015. Persistent organic pollutants in a marine bivalve on the Marennes-Oleron Bay and the Gironde Estuary (French Atlantic Coast)-Part 1: Bioaccumulation. *Science of the Total Environment*, 514: 500-510. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.071

Main, A.R.; Hladik, M.L.; Webb, E.B.; Goyne, K.W.; Mengel, D., 2020. Beyond neonicotinoids - Wild pollinators are exposed to a range of pesticides while foraging in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 742: 8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140436

Malhat, F.M.; Haggag, M.N.; Loutfy, N.M.; Osman, M.A.M.; Ahmed, M.T., 2015. Residues of organochlorine and synthetic pyrethroid pesticides in honey, an indicator of ambient environment, a pilot study. *Chemosphere*, 120: 457-461. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.08.032

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2005. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. *Pest Management Science*, 61 (9): 905-916. https://doi.org/10.1002/ps.1108

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2016. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154: 425-433. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.104

Mamy, L.; Gabrielle, B.; Barriuso, E., 2008. Measurement and modelling of glyphosate fate compared with that of herbicides replaced as a result of the introduction of glyphosate-resistant oilseed rape. *Pest Management Science*, 64 (3): 262-275. https://doi.org/10.1002/ps.1519

Marcel, R.; Bouchez, A.; Rimet, F., 2013. Influence of herbicide contamination on diversity and ecological guilds of river diatoms. *Cryptogamie Algologie*, 34 (2): 169-183. https://doi.org/10.7872/crya.v34.iss2.2013.169

Martin-Laurent, F.; Sahnoun, M.M.; Merlin, C.; Vollmer, G.; Lubke, M., 2014. Detection and quantification of chlordecone in contaminated soils from the French West Indies by GC-MS using the C-13(10)-chlordecone stable isotope as a tracer. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (7): 4928-4933. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1839-y

Martin, A.; Margoum, C.; Coquery, M.; Randon, J., 2016. Combination of sorption properties of polydimethylsiloxane and solid-phase extraction sorbents in a single composite material for the passive sampling of polar and apolar pesticides in water. *Journal of Separation Science*, 39 (20): 3990-3997. https://doi.org/10.1002/jssc.201600502

Massei, R.; Busch, W.; Wolschke, H.; Schinkel, L.; Bitsch, M.; Schulze, T.; Krauss, M.; Brack, W., 2018. Screening of Pesticide and Biocide Patterns As Risk Drivers in Sediments of Major European River Mouths: Ubiquitous or River Basin-Specific Contamination? *Environmental Science & Technology*, 52 (4): 2251-2260. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b04355

Mathon, B.; Dabrin, A.; Allan, I.; Lardy-Fontan, S.; Togola, A.; Ghestem, J.P.; Tixier, C.; Gonzalez, J.L.; Ferreol, M.; Dherret, L.; Yari, A.; Richard, L.; Moreira, A.; Eon, M.; Delest, B.; Noel-Chery, E.; El Mossaoui, M.; Alasonati, E.; Staub, P.F.; Mazzella, N.; Miège, C., 2020. *Surveillance prospective – évaluation de la pertinence des échantillonneurs intégratifs passifs (EIP) pour la surveillance réglementaire des milieux aquatiques - Rapport AQUAREF*, 172 p + annexes.

Mattei, C.; Dupont, J.; Wortham, H.; Quivet, E., 2019. Influence of pesticide concentration on their heterogeneous atmospheric degradation by ozone. *Chemosphere*, 228: 75-82. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.082

Mauffret, A.; Chiffoleau, J.F.; Burgeot, T.; Wessel, N.; Brun, M., 2018. *Evaluation du Descripteur 8 "Contaminants dans le Milieu" en France Métropolitaine. Rapport Scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM* Rapport Ifremer RBE-BE / ODE-VIGIES, 280.

Mauffret, A.; Wessel, N.; Akcha, F.; Munschy, C.; Chouvelon, T.; Briaudeau, T.; Izagirre, U.; Aminot, Y.; Pollono, C.; Crochet, S.; Thomas, B.; Sireau, T.; Menard, D.; Burgeot, T., 2019. *Campagne dédiée a l'évaluation des effets biologiques induits par la contamination chimique en baies de loire et vilaine. Seliloire 2017* Rapport Ifremer, 65.

Mauffret, A.; Wessel, N.; Roubeix, V.; Akcha, F.; Chouvelon, T.; Aminot, Y.; Munschy, C.; Couteau, J.; Briaudeau, T.; Izagirre, U.; Mahé, K.; Godfrin, Y.; Pollono, C.; Héas-Moisan, K.; Olivier, N.; Bély, N.; Bruzac, S.; Crochet, S.; Thomas, B.; Sireau, T.; Burgeot, T., 2021. *Campagne dédiée à l'évaluation des effets biologiques induits par la contamination chimique en baie de seine - SELISEINE 2018, Rapport final* Rapport Ifremer, 65.

Mazellier, P.; Fuster, L.; Budzinski, H.; Garric, J.; Couteau, J.; Aït-Aïssa, S., 2018. *Projet Seine-Aval 5 CRAPPSE « Contamination et RéActivité de Pesticides et de Pharmaceutiques dans l'estuaire de SeinE »*.

Mazet, A.; Keck, G.; Berny, P., 2005. Concentrations of PCBs, organochlorine pesticides and heavy metals (lead, cadmium, and copper) in fish from the Drome river: Potential effects on otters (Lutra lutra). *Chemosphere*, 61 (6): 810-816. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.04.056

Mazzella, N.; Coquery, M.; Miège, C.; Berho, C.; Ghestem, J.-P.; Togola, A.; Gonzalez, J.-L.; Tixier, C.; Lardy-Fontan, S., 2011. *Applicabilité des échantillonneurs passifs dans le cadre de la DCE*: Irstea, 80.

Meftaul, I.M.; Venkateswarlu, K.; Annamalai, P.; Parven, A.; Megharaj, M., 2021. Glyphosate use in urban landscape soils: Fate, distribution, and potential human and environmental health risks. *Journal of Environmental Management*, 292: 10. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112786

Melin, J.; Guillon, A.; Enault, J.; Esperanza, M.; Dauchy, X.; Bouchonnet, S., 2020. How to select relevant metabolites based on available data for parent molecules: Case of neonicotinoids, carbamates, phenylpyrazoles and organophosphorus compounds in French water resources. *Environmental Pollution*, 265: 9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114992

Mendez-Fernandez, P.; Kiszka, J.J.; Heithaus, M.R.; Beal, A.; Vandersarren, G.; Caurant, F.; Spitz, J.; Taniguchi, S.; Montone, R.C., 2018. From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 56-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.012

Menet-Nedelec, F.; Gonzalez, J.L.; Halm-Lemeille, M.P.; Repecaud, M.; Facq, J.V.; Maheux, F.; Pierre-Duplessix, O.; Simon, B., 2018. *Etude d'outils d'évaluation de la contamination chimique dans les eaux de la Manche – ECUME* Rapport Ifremer ODE/UL/LERN/18-02, 53. http://archimer.ifremer.fr/doc/00434/54582/55966.pdf

Menet-Nedelec, F.; Grouhel-Pellouin, A., 2019. *Evaluation de l'état chimique DCE des masses d'eau littorales du bassin Seine-Normandie. Etat des lieux 2019, tendances et comparaison avec l'Etat des lieux 2013 et l'évaluation DCSMM D8* Rapport Ifremer R.ODE/UL/LERN 19-08, 131.

Mercier, A.; Dictor, M.C.; Harris-Hellal, J.; Breeze, D.; Mouvet, C., 2013. Distinct bacterial community structure of 3 tropical volcanic soils from banana plantations contaminated with chlordecone in Guadeloupe (French West Indies). *Chemosphere*, 92 (7): 787-794. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.016

Mesnage, R.; Antoniou, M.N., 2018. Ignoring Adjuvant Toxicity Falsifies the Safety Profile of Commercial Pesticides. *Frontiers in Public Health*, 5: 8. https://doi.org/10.3389/fpubh.2017.00361

Messing, P.G.; Farenhorst, A.; Waite, D.T.; McQueen, D.A.R.; Sproull, J.F.; Humphries, D.A.; Thompson, L.L., 2011. Predicting wetland contamination from atmospheric deposition measurements of pesticides in the Canadian Prairie Pothole region. *Atmospheric Environment*, 45 (39): 7227-7234. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.08.074

Metian, M.; Bustamante, P.; Hedouin, L.; Warnau, M., 2008. Accumulation of nine metals and one metalloid in the tropical scallop Comptopallium radula from coral reefs in New Caledonia. *Environmental Pollution*, 152 (3): 543-552. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.009

Metian, M.; Hedouin, L.; Eltayeb, M.M.; Lacoue-Labarthe, T.; Teyssie, J.L.; Mugnier, C.; Bustamante, P.; Warnau, M., 2010. Metal and metalloid bioaccumulation in the Pacific blue shrimp Litopenaeus stylirostris (Stimpson) from New Caledonia: Laboratory and field studies. *Marine Pollution Bulletin*, 61 (7-12): 576-584. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2010.06.035

Michael, C.; Bayona, J.M.; Lambropoulou, D.; Aguera, A.; Fatta-Kassinos, D., 2017. Two important limitations relating to the spiking of environmental samples with contaminants of emerging concern: How close to the real analyte concentrations are the reported recovered values? *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (17): 15202-15205. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9154-7

Michaud, A.M.; Bravin, M.N.; Galleguillos, M.; Hinsinger, P., 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (Triticum turgidum durum L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298 (1-2): 99-111. https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0

Millet, M.; Wortham, H.; Sanusi, A.; Mirabel, P., 1997. Atmospheric contamination by pesticides: Determination in the liquid, gaseous and particulate phases. *Environmental Science and Pollution Research*, 4 (3): 172-180. https://doi.org/10.1007/bf02986327

Millot, F.; Berny, P.; Decors, A.; Bro, E., 2015. Little field evidence of direct acute and short-term effects of current pesticides on the grey partridge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 41-61. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.017

Millot, F.; Decors, A.; Mastain, O.; Quintaine, T.; Berny, P.; Vey, D.; Lasseur, R.; Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5469-5485. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Ministère de la Transition Ecologique et Solidaire, 2018. Guide relatif aux règles d'évaluation de l'état des eaux littorales dans le cadre de la DCE. *Rapport Ifremer / OFB*: 275. https://ree.developpement-durable.gouv.fr/donnees-et-ressources/ressources/publications/article/guide-relatif-aux-regles-d-evaluation-de-l-etat-des-eaux-littorales-dans-le

Monti, D.; Coat, S., 2007. *Etude du niveau de contamination des organismes aquatiques d'eau douce par les pesticides, en Guadeloupe. Convention Direction Régionale de l'Environnement*, 35 p.

Monti, D.; Lemoine, S., 2007. *Evaluation de la biocontamination en Chlordecone, β-Hexachlorocyclohexane et Cadusaphos de Crustacés et Poissons d'eau douce en Guadeloupe. EA 923-DYNECAR. Convention du Minstère de l'Outremer. Université des Antilles et de la Guyane.*, 32.

Moreau, P., 2014. *Stabilité de certains paramètres organiques et inorganiques dans les échantillons d'eau avant analyse : synthèse documentaire et recommandations opérationnelles. Rapport AQUAREF*.

Moriwaki, H.; Hasegawa, A., 2004. Detection of chlordecone by liquid chromatography with tandem mass spectrometry. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 18 (11): 1243-1244. https://doi.org/10.1002/rcm.1474

Morrissey, C.A.; Mineau, P.; Devries, J.H.; Sanchez-Bayo, F.; Liess, M.; Cavallaro, M.C.; Liber, K., 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International*, 74: 291-303. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024

Moschet, C.; Wittmer, I.; Simovic, J.; Junghans, M.; Piazzoli, A.; Singer, H.; Stamm, C.; Leu, C.; Hollender, J., 2014. How a Complete Pesticide Screening Changes the Assessment of Surface Water Quality. *Environmental Science & Technology*, 48 (10): 5423-5432. https://doi.org/10.1021/es500371t

Mottes, C.; Charlier, J.-B.; Rocle, N.; Gresser, J.; Lesueur Jannoyer, M.; Cattan, P.; Lesueur Jannoyer, M.; Cattan, P.; Woignier, T.; Clostre, F., 2016. From Fields to Rivers: Chlordecone Transfer in Water. Des parcelles aux cours d'eau : transferts de chlordécone dans les eaux. *Crisis Management of Chronic Pollution: Contaminated Soil and Human Health*. Boca Raton, USA: CRC Press, Francis & Taylor Group (Urbanization, Industrialization, and the Environment), 121-130. https://hal.inrae.fr/hal-02604678

Mottes, C.; Deffontaines, L.; Charlier, J.B.; Comte, I.; Della Rossa, P.; Lesueur-Jannoyer, M.; Woignier, T.; Adele, G.; Tailame, A.L.; Arnaud, L.; Plet, J.; Rangon, L.; Bricquet, J.P.; Cattan, P., 2020. Spatio-temporal variability of water pollution by chlordecone at the watershed scale: what insights for the management of polluted territories? *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 40999-41013. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06247-y

Mottes, C.; Lesueur Jannoyer, M.; Le Bail, M.; Guene, M.; Caries, C.; Malezieux, E., 2017. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: The case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. *Chemosphere*, 184: 762-773. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.06.061

Mougin, C.; Gouy, V.; Bretagnolle, V.; Berthou, J.; Andrieux, P.; Ansart, P.; Benoit, M.; Coeurdassier, M.; Comte, I.; Dages, C.; Denaix, L.; Dousset, S.; Ducreux, L.; Gaba, S.; Gilbert, D.; Imfeld, G.; Liger, L.; Molenat, J.; Payraudeau, S.; Samouelian, A.; Schott, C.; Tallec, G.; Vivien, E.; Voltz, M., 2018. RECOTOX, a French initiative in ecotoxicology-toxicology to monitor, understand and mitigate the ecotoxicological impacts of pollutants in socioagroecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (34): 33882-33894. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2716-5

Munaron, D., 2012. *Calibration d'échantillonneurs passifs (POCIS) pour le suivi des contaminants hydrophiles de l'annexe X de la DCE* Rapport Ifremer RST/LER-LR/12-01, 76.

Munaron, D.; Derolez, V.; Foucault, E.; Cimiterra, N.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Giraud, A., 2020. *OBSLAG - Volet Pesticides : Suivi 2017-2019 des lagunes méditerranéennes. Rapport Final* Rapport IFREMER ODE/UL/LER-LR/20.09, 78. https://archimer.ifremer.fr/doc/00656/76769/

Munaron, D.; Dubernet, J.F.; Delmas, F.; Stanisiere, J.Y.; Scribe, P., 2006. Assessment of the quantities of herbicides and nutrients brought down by the river Charente to the coast and modelling of the dispersion of atrazine in the Marennes-Oleron bay. *Cahiers De Biologie Marine*, 47 (1): 85-92.

Munaron, D.; Gonzalez, J.-L., 2017. *Evaluation de la contamination chimique des lagunes de l'or et de Thau par la technique d'échantillonnage passif DGT campagne 2015 - 2016* Rapport Ifremer RST.ODE/LER-LR/17-11, 38.

Munaron, D.; Hubert, C.; Mortreux, S.; Messiaen, G.; Lagarde, F.; Derolez, V.; Tapie , N.; Budzinski, H.; Le Roux, G.; A1 - Giraud, A., 2017. *Mise en place d'un indicateur d'évaluation du risque lié à la présence de pesticides en milieu lagunaire méditerranéen* Rapport Ifremer RST-ODE/LER-LR/17-06, 99. https://archimer.ifremer.fr/doc/00379/49065/

Munaron, D.; Hubert, M.; Gonzalez, J.L.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Guyomarch, J.; Andral, B., 2013. *PEPS LAG : Projet échantillonneurs passifs pour la surveillance de la contamination chimique des lagunes Méditerranéennes* Rapport Ifremer RST/LER-LR 13-01, 79. https://archimer.ifremer.fr/doc/00134/24495/

Munaron, D.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Andral, B.; Gonzalez, J.L., 2012. Pharmaceuticals, alkylphenols and pesticides in Mediterranean coastal waters: Results from a pilot survey using passive samplers. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 114: 82-92. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.009

Munschy, C.; Chouvelon, T.; Bely, N.; Pollono, C.; Mauffret, A.; Spitz, J., 2019. Legacy and emerging organohalogen compounds in deep-sea pelagic organisms from the bay of biscay (northeast atlantic). *Organohalogen Compounds*, 81: 108-111.

Muola, A.; Fuchs, B.; Laihonen, M.; Rainio, K.; Heikkonen, L.; Ruuskanen, S.; Saikkonen, K.; Helander, M., 2021. Risk in the circular food economy: Glyphosate-based herbicide residues in manure fertilizers decrease crop yield. *Science of the Total Environment*, 750. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141422

Muratet, A.; Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045

Murschell, T.; Farmer, D.K., 2019. Real-Time Measurement of Herbicides in the Atmosphere: A Case Study of MCPA and 2,4-D during Field Application. *Toxics*, 7 (3): 11. https://doi.org/10.3390/toxics7030040

Murschell, T.; Fulgham, S.R.; Farmer, D.K., 2017. Gas-phase pesticide measurement using iodide ionization time-of-flight mass spectrometry. *Atmospheric Measurement Techniques*, 10 (6): 2117-2127. https://doi.org/10.5194/amt-10-2117-2017

Naccarato, A.; Tassone, A.; Cavaliere, F.; Elliani, R.; Pirrone, N.; Sprovieri, F.; Tagarelli, A.; Giglio, A., 2020. Agrochemical treatments as a source of heavy metals and rare earth elements in agricultural soils and bioaccumulation in ground beetles. *Science of the Total Environment*, 749. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141438

Nascimento, M.M.; da Rocha, G.O.; de Andrade, J.B., 2017. Pesticides in fine airborne particles: from a green analysis method to atmospheric characterization and risk assessment. *Scientific Reports*, 7: 11. https://doi.org/10.1038/s41598-017-02518-1

Nasiri, M.; Ahmadzadeh, H.; Amiri, A., 2020. Sample preparation and extraction methods for pesticides in aquatic environments: A review. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 123. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115772

Nelieu, S.; Delarue, G.; Amosse, J.; Bart, S.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2020. Soil dissipation and bioavailability to earthworms of two fungicides under laboratory and field conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (34): 43044-43055. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10222-3

Nelieu, S.; Lamy, I.; Karolak, S.; Delarue, G.; Crouzet, O.; Barraud, C.; Bimbot, M.; Allaoui, F.; Hanot, C.; Delorme, A.; Levi, Y.; Hulot, F.D.; Baudry, E., 2021. Impact of peri-urban landscape on the organic and mineral contamination of pond waters and related risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 59256-59267. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10355-5

Net, S.; Rabodonirina, S.; Ben Sghaier, R.; Dumoulin, D.; Chbib, C.; Tlili, I.; Ouddane, B., 2015. Distribution of phthalates, pesticides and drug residues in the dissolved, particulate and sedimentary phases from transboundary rivers (France-Belgium). *Science of the Total Environment*, 521: 152-159. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.087

Neuwirthova, N.; Trojan, M.; Svobodova, M.; Vasickova, J.; Simek, Z.; Hofman, J.; Bielska, L., 2019. Pesticide residues remaining in soils from previous growing season(s) - Can they accumulate in non-target organisms and contaminate the food web? *Science of the Total Environment*, 646: 1056-1062. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.357

Nguyen, N.K.; Dorfler, U.; Welzl, G.; Munch, J.C.; Schroll, R.; Suhadolc, M., 2018. Large variation in glyphosate mineralization in 21 different agricultural soils explained by soil properties. *Science of the Total Environment*, 627: 544-552. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.204

Norman, J.E.; Mahler, B.J.; Nowell, L.H.; Van Metre, P.C.; Sandstrom, M.W.; Corbin, M.A.; Qian, Y.R.; Pankow, J.F.; Luo, W.T.; Fitzgerald, N.B.; Asher, W.E.; McWhirter, K.J., 2020. Daily stream samples reveal highly complex pesticide occurrence and potential toxicity to aquatic life. *Science of the Total Environment*, 715. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136795

Nowell, L.H.; Moran, P.W.; Bexfield, L.M.; Mahler, B.J.; Van Metre, P.C.; Bradley, P.M.; Schmidt, T.S.; Button, D.T.; Qi, S.L., 2021. Is there an urban pesticide signature? Urban streams in five US regions share common dissolved-phase pesticides but differ in predicted aquatic toxicity. *Science of the Total Environment*, 793: 18. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148453

Observatoire des résidus de pesticides (ORP), 2010. *Recommandations et perpectives pour une surveillance nationale de la contamination de l'air par les pesticides. Synthèse et recommandations du comité d'orientation et de prospective scientifique de l'observatoire des résidus de pesticides (ORP). Rapport scientifique*, 48p.

Ochiai, N.; Ieda, T.; Sasamoto, K.; Takazawa, Y.; Hashimoto, S.; Fushimi, A.; Tanabe, K., 2011. Stir bar sorptive extraction and comprehensive two-dimensional gas chromatography coupled to high-resolution time-of-flight mass spectrometry for ultra-trace analysis of organochlorine pesticides in river water. *Journal of Chromatography A*, 1218 (39): 6851-6860. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.08.027

Ollivier, P.; Touzelet, S.; Bristeau, S.; Mouvet, C., 2020. Transport of chlordecone and two of its derivatives through a saturated nitisol column (Martinique, France). *Science of the Total Environment*, 704. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135348

Orton, T.G.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Jolivet, C.C.; Villanneau, E.J.; Marchant, B.P.; Caria, G.; Barriuso, E.; Bispo, A.; Briand, O., 2013. Spatial distribution of Lindane concentration in topsoil across France. *Science of the Total Environment*, 443: 338-350. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.10.103

Ou, L.; Latin, R., 2018. Influence of management practices on distribution of fungicides in golf course turf. *Agronomy Journal*, 110 (6): 2523-2533. https://doi.org/10.2134/agronj2018.02.0115

Oursel, B.; Garnier, C.; Durrieu, G.; Mounier, S.; Omanovic, D.; Lucas, Y., 2013. Dynamics and fates of trace metals chronically. input in a Mediterranean coastal zone impacted by a large urban area. *Marine Pollution Bulletin*, 69 (1-2): 137-149. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.023

Ouvry, J.; Richet, J., 2005. *Contribution à la recherche sur le glyphosate dans les eaux de ruissellement de Haute-Normandie en fonction du mode de gestion de l'interculture*.

Parat, C.; Chaussod, R.; Leveque, J.; Dousset, S.; Andreux, F., 2002. The relationship between copper accumulated in vineyard calcareous soils and soil organic matter and iron. *European Journal of Soil Science*, 53 (4): 663-669. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00478.x

Pauget, B.; Gimbert, F.; Coeurdassier, M.; Crini, N.; Peres, G.; Faure, O.; Douay, F.; Richard, A.; Grand, C.; de Vaufleury, A., 2013. Assessing the in situ bioavailability of trace elements to snails using accumulation kinetics. *Ecological Indicators*, 34: 126-135. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.04.018

Peijnenburg, W.; Capri, E.; Kula, C.; Liess, M.; Luttik, R.; Montforts, M.; Nienstedt, K.; Rombke, J.; Sousa, J.P.; Jensen, J., 2012. Evaluation of Exposure Metrics for Effect Assessment of Soil Invertebrates. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42 (17): 1862-1893. https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574100

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pepin, J.F.; Benabdelmouna, A.; Degremont, L.; Guesdon, S.; Le Moine, O.; Morga, B.; Bierne, N.; Travers, M.A.; Robert, S.; Soletchnik, P., 2017. *Mortalités de moules bleues dans les secteurs mytilicoles charentais et vendéens : description et facteurs liés – MORBLEU. Rapport Ifremer RBE/SG2M-LGPMM*, 93.

Pesce, S.; Margoum, C.; Foulquier, A., 2016. Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221: 79-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.009

Petit, J.C.J.; Schafer, J.; Coynel, A.; Blanc, G.; Deycard, V.N.; Derriennic, H.; Lanceleur, L.; Dutruch, L.; Bossy, C.; Mattielli, N., 2013. Anthropogenic sources and biogeochemical reactivity of particulate and dissolved Cu isotopes in the turbidity gradient of the Garonne River (France). *Chemical Geology*, 359: 125-135. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.09.019

Piacente, J.N.; Milanovich, J.R.; Berg, M.B.; Hoellein, T.J.; Munoz, A.G.; Cann, A.A.; Lentini, I.S., 2020. Characterizing lentic habitats in golf courses and adjacent green spaces: water quality, water chemistry, pesticide concentrations, and algal concentrations. *Journal of Freshwater Ecology*, 35 (1): 507-522. https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1853622

Pico, Y.; Alfarhan, A.H.; Barcelo, D., 2020. How recent innovations in gas chromatography-mass spectrometry have improved pesticide residue determination: An alternative technique to be in your radar. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 122: 14. https://doi.org/10.1016/j.trac.2019.115720

Piel, S.; Grandcoin, A.; Baures, E., 2021. Understanding the origins of herbicides metabolites in an agricultural watershed through their spatial and seasonal variations. *Journal of environmental science and health part b-pesticides food contaminants and agricultural wastes*, 56 (4): 313-332. https://doi.org/10.1080/03601234.2021.1883390

Pietrzak, D.; Kania, J.; Kmiecik, E.; Malina, G.; Wator, K., 2020. Fate of selected neonicotinoid insecticides in soil-water systems: Current state of the art and knowledge gaps. *Chemosphere*, 255: 13. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126981

Pietrzak, D.; Kania, J.; Malina, G.; Kmiecik, E.; Wator, K., 2019. Pesticides from the EU First and Second Watch Lists in the Water Environment. *Clean-Soil Air Water*, 47 (7): 13. https://doi.org/10.1002/clen.201800376

Pilling, E.; Campbell, P.; Coulson, M.; Ruddle, N.; Tornier, I., 2013. A Four-Year Field Program Investigating Long-Term Effects of Repeated Exposure of Honey Bee Colonies to Flowering Crops Treated with Thiamethoxam. *Plos One*, 8 (10): 14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077193

Potter, D.A.; Redmond, C.T.; Meepagala, K.M.; Williams, D.W., 2010. Managing earthworm casts (Oligochaeta: Lumbricidae) in turfgrass using a natural byproduct of tea oil (Camellia sp.) manufacture. *Pest Management Science*, 66 (4): 439-446. https://doi.org/10.1002/ps.1896

Potter, T.L.; Coffin, A.W., 2017. Assessing pesticide wet deposition risk within a small agricultural watershed in the Southeastern Coastal Plain (USA). *Science of the Total Environment*, 580: 158-167. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.020

Poulier, G.; Lissalde, S.; Charriau, A.; Buzier, R.; Cleries, K.; Delmas, F.; Mazzella, N.; Guibaud, G., 2015. Estimates of pesticide concentrations and fluxes in two rivers of an extensive French multi-agricultural watershed: application of the passive sampling strategy. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (11): 8044-8057. https://doi.org/10.1007/s11356-014-2814-y

Poulier, G.; Lissalde, S.; Charriau, A.; Buzier, R.; Delmas, F.; Gery, K.; Moreira, A.; Guibaud, G.; Mazzella, N., 2014. Can POCIS be used in Water Framework Directive (2000/60/EC) monitoring networks? A study focusing on pesticides in a French agricultural watershed. *Science of the Total Environment*, 497: 282-292. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.001

Prat-Mairet, Y.; Fourel, I.; Barrat, J.; Sage, M.; Giraudoux, P.; Coeurdassier, M., 2017. Non-invasive monitoring of red fox exposure to rodenticides from scats. *Ecological Indicators*, 72: 777-783. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.058

Prestes, O.D.; Padilla-Sanchez, J.A.; Romero-Gonzalez, R.; Grio, S.L.; Frenich, A.G.; Martinez-Vidal, J.L., 2012. Comparison of several extraction procedures for the determination of biopesticides in soil samples by ultrahigh pressure LC-MS/MS. *Journal of Separation Science*, 35 (7): 861-868. https://doi.org/10.1002/jssc.201101057

Probst, B.; Schuler, C.; Joergensen, R.G., 2008. Vineyard soils under organic and conventional management - microbial biomass and activity indices and their relation to soil chemical properties. *Biology and Fertility of Soils*, 44 (3): 443-450. https://doi.org/10.1007/s00374-007-0225-7

Puchalski, M.; Horvath, G.; Loughran, M.; Elsner, G.; Koskinen, W., 1999. Pesticide-contaminated soil sample stability during frozen storage. *Journal of Environmental Quality*, 28 (2): 726-729. https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800020042x

Qin, S.J.; Gan, J.Y., 2007. Abiotic enantiomerization of permethrin and cypermethrin: Effects of organic solvents. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 55 (14): 5734-5739. https://doi.org/10.1021/jf0708894

Rabiet, M.; Coquery, M.; Carluer, N.; Gahou, J.; Gouy, V., 2015. Transfer of metal(loid)s in a small vineyard catchment: contribution of dissolved and particulate fractions in river for contrasted hydrological conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (23): 19224-19239. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5079-1

Rabiet, M.; Margoum, C.; Gouy, V.; Carluer, N.; Coquery, M., 2008. Transfert des pesticides et métaux dans un petit bassin versant viticole. Etude préliminaire de l'influence des conditions hydrologiques sur le transport de ces contaminants, Ingénieries EAT, numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux. *Ingénieries - EAT*, (Numéro spécial Azote, phosphore et pesticides. Stratégies et perspectives de réduction des flux.): 65-75.

Rabiet, M.; Margoum, C.; Gouy, V.; Carluer, N.; Coquery, M., 2010. Assessing pesticide concentrations and fluxes in the stream of a small vineyard catchment - Effect of sampling frequency. *Environmental Pollution*, 158 (3): 737-748. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.10.014

Raeppel, C.; Fabritius, M.; Nief, M.; Appenzeller, B.M.R.; Briand, O.; Tuduri, L.; Millet, M., 2015. Analysis of airborne pesticides from different chemical classes adsorbed on Radiello (R) Tenax (R) passive tubes by thermal-desorption-GC/MS. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (4): 2726-2734. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3534-z

Raina-Fulton, R., 2015. Determination of Neonicotinoid Insecticides and Strobilurin Fungicides in Particle Phase Atmospheric Samples by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 63 (21): 5152-5162. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b01347

Rastetter, N.; Gerhardt, A., 2018. Continuous monitoring of avoidance behaviour with the earthworm Eisenia fetida. *Journal of Soils and Sediments*, 18 (3): 957-967. https://doi.org/10.1007/s11368-017-1791-4

Ravier, S.; Desert, M.; Gille, G.; Armengaud, A.; Wortham, H.; Quivet, E., 2019. Monitoring of Glyphosate, Glufosinate-ammonium, and (Aminomethyl) phosphonic acid in ambient air of Provence-Alpes-Cote-d'Azur Region, France. *Atmospheric Environment*, 204: 102-109. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.023

Reemtsma, T.; Alder, L.; Banasiak, U., 2013. A multimethod for the determination of 150 pesticide metabolites in surface water and groundwater using direct injection liquid chromatography-mass spectrometry. *Journal of Chromatography A*, 1271: 95-104. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2012.11.023

Renaud, J.B.; Sabourin, L.; Hoogstra, S.; Helm, P.; Lapen, D.R.; Sumarah, M.W., 2021. Monitoring of Environmental Contaminants in Mixed-Use Watersheds Combining Targeted and NonTargeted Analysis with Passive Sampling. *Environmental Toxicology and Chemistry*: 13. https://doi.org/10.1002/etc.5192

Reoyo-Prats, B.; Aubert, D.; Menniti, C.; Ludwig, W.; Sola, J.; Pujo-Pay, M.; Conan, P.; Verneau, O.; Palacios, C., 2017. Multicontamination phenomena occur more often than expected in Mediterranean coastal watercourses: Study case of the Tet River (France). *Science of the Total Environment*, 579: 10-21. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.019

République française, 2011. Arrêté du 27 octobre 2011 portant modalités d'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques au titre du code de l'environnement. *JORF n°0260 du 9 novembre 2011*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000024767945/

République française, 2015. Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212.11 et R.212.18 du code de l'environnement. *JORF n°0198 du 28 août 2015*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000031107256

République française, 2018. Avis du 14 avril 2018 relatif aux limites de quantification des couples «paramètre-matrice» de l'agrément des laboratoires effectuant des analyses dans le domaine de l'eau et des milieux aquatiques. *JORF n°0087 du 14 avril 2018*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000036799936

Rial-Berriel, C.; Acosta-Dacal, A.; Zumbado, M.; Luzardo, O.P., 2020. Micro QuEChERS-based method for the simultaneous biomonitoring in whole blood of 360 toxicologically relevant pollutants for wildlife. *Science of the Total Environment*, 736: 20. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139444

Ribeiro, C.A.O.; Vollaire, Y.; Coulet, E.; Roche, H., 2008. Bioaccumulation of polychlorinated biphenyls in the eel (Anguilla anguilla) at the Camargue Nature Reserve - France. *Environmental Pollution*, 153 (2): 424-431. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.08.010

Ribeiro, C.A.O.; Vollaire, Y.; Sanchez-Chardi, A.; Roche, H., 2005. Bioaccumulation and the effects of organochlorine pesticides, PAH and heavy metals in the Eel (Anguilla anguilla) at the Camargue Nature Reserve, France. *Aquatic Toxicology*, 74 (1): 53-69. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2005.04.008

Ribolzi, O.; Valles, V.; Gomez, L.; Voltz, M., 2002. Speciation and origin of particulate copper in runoff water from a Mediterranean vineyard catchment. *Environmental Pollution*, 117 (2): 261-271. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(01)00274-3

Rocchi, S.; Poncot, M.; Morin-Crini, N.; Laboissiere, A.; Valot, B.; Godeau, C.; Lechenault-Bergerot, C.; Reboux, G.; Crini, G.; Millon, L., 2018. Determination of azole fungal residues in soils and detection of Aspergillus fumigatus-resistant strains in market gardens of Eastern France. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (32): 32015-32023. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3177-6

Roche, H.; Buet, A.; Tidou, A.; Ramade, F., 2003. Contamination du peuplement de poissons d'un étang de la réserve naturelle nationale de Camargue, le Vaccarès, par des polluants organiques persistants. *Revue d'écologie*, 58 (1): 77-102. http://hdl.handle.net/2042/55538

Roche, H.; Salvat, B.; Ramade, F., 2011. Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities from french polynesia from French Polynesia. *Revue d'Ecologie*, 66 (1): 3-10. http://hdl.handle.net/2042/55860

Rochette, R.; Bonnal, V.; Andrieux, P.; Cattan, P., 2020. Analysis of surface water reveals land pesticide contamination: an application for the determination of chlordecone-polluted areas in Guadeloupe, French West Indies. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41132-41142. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10718-y

Roeben, V.; Oberdoerster, S.; Rakel, K.J.; Liesy, D.; Capowiez, Y.; Ernst, G.; Preuss, T.G.; Gergs, A.; Oberdoerster, C., 2020. Towards a spatiotemporally explicit toxicokinetic-toxicodynamic model for earthworm toxicity. *Science of the Total Environment*, 722: 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137673

Rooney, R.C.; Davy, C.; Gilbert, J.; Prosser, R.; Robichaud, C.; Sheedy, C., 2020. Periphyton bioconcentrates pesticides downstream of catchment dominated by agricultural land use. *Science of the Total Environment*, 702: 9. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134472

Rosch, A.; Beck, B.; Hollender, J.; Singer, H., 2019. Picogram per liter quantification of pyrethroid and organophosphate insecticides in surface waters: a result of large enrichment with liquid-liquid extraction and gas chromatography coupled to mass spectrometry using atmospheric pressure chemical ionization. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 411 (14): 3151-3164. https://doi.org/10.1007/s00216-019-01787-1

Rouchaud, J.; Gustin, F.; Wauters, A., 1994. Soil biodegradation and leaf transfer of insecticide imidacloprid applied in seed dressing in sugar beet crops. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53 (3): 344-350. https://doi.org/10.1007/BF00197224

Rouchaud, J.; Neus, O.; Bulcke, R.; Cools, K.; Eelen, H.; Dekkers, T., 2000. Soil dissipation of diuron, chlorotoluron, simazine, propyzamide, and diflufenican herbicides after repeated applications in fruit tree orchards. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39 (1): 60-65. https://doi.org/10.1007/s002440010080

Ruthy, I.; Remy, S.; Veschkens, M.; Huyhebaert, B.; Herman, J.L.; Pigeon, E.; Schiffers, B.; Frippiat, C.; Nadin, C.; Bémelmans, C., 2019. *Rapport PROPULPPP objectivation de l'exposition des populations aux pulvérisations de produits phytopharmaceutiques en Wallonie et des mesures de protection destinées à limiter cette exposition*, (n°04460/2018), 23p. https://www.issep.be/events/event/etude-propulppp-resume-des-resultats-recommandations-etperspectives/

Sabatier, P.; Mottes, C.; Cottin, N.; Evrard, O.; Comte, I.; Piot, C.; Gay, B.; Arnaud, F.; Lefevre, I.; Develle, A.L.; Deffontaines, L.; Plet, J.; Lesueur-Jannoyer, M.; Poulenard, J., 2021. Evidence of Chlordecone Resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2296-2306. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207

Sabatier, P.; Poulenard, J.; Fanget, B.; Reyss, J.L.; Develle, A.L.; Wilhelm, B.; Ployon, E.; Pignol, C.; Naffrechoux, E.; Dorioz, J.M.; Montuelle, B.; Arnaud, F., 2014. Long-term relationships among pesticide applications, mobility, and soil erosion in a vineyard watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (44): 15647-15652. https://doi.org/10.1073/pnas.1411512111

Saby, N.P.A.; Marchant, B.P.; Lark, R.M.; Jolivet, C.C.; Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma*, 162 (3-4): 303-311. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001

Saby, N.P.A.; Thioulouse, J.; Jolivet, C.C.; Ratie, C.; Boulonne, L.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2009. Multivariate analysis of the spatial patterns of 8 trace elements using the French soil monitoring network data. *Science of the Total Environment*, 407 (21): 5644-5652. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.07.002

Saint-Jean, S.; Bedos, C.; Ciuraru, R.; Génermont, S.; Huber, L.; Lathière, J.; Loubet, B.; Massad, R.S.; Stella, P.; Tuzet, A.; Villenave, É., 2020. Mechanisms of Pollutant Exchange at Soil-Vegetation-Atmosphere Interfaces and Atmospheric Fate. In: Bedos, C.; Génermont, S.; Castell, J.-F.; Cellier, P., eds. *Agriculture and Air Quality: Investigating, Assessing and Managing*. Dordrecht: Springer Netherlands, 61-96. https://doi.org/10.1007/978-94-024-2058-6_4

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue d'écologie-La Terre et la Vie*, 67 (2): 129-147.

Salvat, B.; Roche, H.; Ramade, F., 2016. On the occurrence of a widespread contamination by herbicides of coral reef biota in French Polynesia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 49-60. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4395-9

Sanchez-Brunete, C.; Albero, B.; Martin, G.; Tadeo, J.L., 2005. Determination of pesticide residues by GC-MS using analyte protectants to counteract the matrix effect. *Analytical Sciences*, 21 (11): 1291-1296. https://doi.org/10.2116/analsci.21.1291

Sandre, F.; Dromard, C.R.; Le Menach, K.; Bouchon-Navaro, Y.; Cordonnier, S.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Bouchon, C., 2019. Microplastic distribution and detection of chlordecone on microplastics in marine sediments in guadeloupe: A preliminary study. *Gulf and Caribbean Research*, 30 (1): GCFI8-GCFI14. https://doi.org/ 10.18785/gcr.3001.14

Sauret, N.; Wortham, H.; Putaud, J.P.; Mirabel, P., 2008. Study of the effects of environmental parameters on the gas/particle partitioning of current-use pesticides in urban air. *Atmospheric Environment*, 42 (3): 544-553. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.09.012

Scarpato, A.; Romanelli, G.; Galgani, F.; Andral, B.; Amici, M.; Giordano, P.; Caixach, J.; Calvo, M.; Campillo, J.A.; Albadalejo, J.B.; Cento, A.; BenBrahim, S.; Sammari, C.; Deudero, S.; Boulahdid, M.; Giovanardi, F., 2010. Western Mediterranean coastal waters-Monitoring PCBs and pesticides accumulation in Mytilus galloprovincialis by active mussel watching: the Mytilos project. *Journal of Environmental Monitoring*, 12 (4): 924-935. https://doi.org/10.1039/b920455e

Schabacker, J.; Hahne, J.; Ludwigs, J.D.; Vallon, M.; Foudoulakis, M.; Murfitt, R.; Ristau, K., 2021. Residue Levels of Pesticides on Fruits for Use in Wildlife Risk Assessments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (3): 552-561. https://doi.org/10.1002/ieam.4345

Scheyer, A.; Morville, S.; Mirabel, P.; Millet, M., 2007. Pesticides analysed in rainwater in Alsace region (Eastern France): Comparison between urban and rural sites. *Atmospheric Environment*, 41 (34): 7241-7252. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.05.025

Schmidt, T.C., 2018. Recent trends in water analysis triggering future monitoring of organic micropollutants. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 410 (17): 3933-3941. https://doi.org/10.1007/s00216-018-1015-9

Schnurer, Y.; Persson, P.; Nilsson, M.; Nordgren, A.; Giesler, R., 2006. Effects of surface sorption on microbial degradation of glyphosate. *Environmental Science & Technology*, 40 (13): 4145-4150. https://doi.org/10.1021/es0523744

Schreck, E.; Geret, F.; Gontier, L.; Treilhou, M., 2008. Development and validation of a rapid multiresidue method for pesticide determination using gas chromatography-mass spectrometry: A realistic case in vineyard soils. *Talanta*, 77 (1): 298-303. https://doi.org/10.1016/j.talanta.2008.06.026

Schreiner, V.C.; Szocs, E.; Bhowmik, A.K.; Vijver, M.G.; Schafer, R.B., 2016. Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment*, 573: 680-689. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.163

Schummer, C.; Groff, C.; Al Chami, J.; Jaber, F.; Millet, M., 2009. Analysis of phenols and nitrophenols in rainwater collected simultaneously on an urban and rural site in east of France. *Science of the Total Environment*, 407 (21): 5637-5643. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.051

Schuster, J.K.; Harner, T.; Eng, A.; Rauert, C.; Su, K.; Hornbuckle, K.C.; Johnson, C.W., 2021. Tracking POPs in Global Air from the First 10 Years of the GAPS Network (2005 to 2014). *Environmental Science & Technology*, 55 (14): 9479-9488. https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01705

Sebastiano, M.; Bustamante, P.; Costantini, D.; Eulaers, I.; Malarvannan, G.; Mendez-Fernandez, P.; Churlaud, C.; Blevin, P.; Hauselmann, A.; Dell'Omo, G.; Covaci, A.; Eens, M.; Chastel, O., 2016. High levels of mercury and low levels of persistent organic pollutants in a tropical seabird in French Guiana, the Magnificent frigatebird, Fregata magnificens. *Environmental Pollution*, 214: 384-393. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.070

Serra, A.-A.; Bittebiere, A.-K.; Mony, C.; Slimani, K.; Pallois, F.; Renault, D.; Couee, I.; Gouesbet, G.; Sulmon, C., 2020. Local-scale dynamics of plant-pesticide interactions in a northern Brittany agricultural landscape. *Science of the Total Environment*, 744. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140772

Service de l'observation et des statistiques SOeS; Dubois, A.; Lacouture, L., 2015. *Les pesticides dans les eaux douces par secteur hydrographique et par nappe*.

Service des données et études statistiques (SDES), 2020. Eau et milieux aquatiques : les chiffres clés. Édition 2020. https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/eau-et-milieux-aquatiques-les-chiffres-cles-edition-2020-0

Sierra, J.; Richard, A., 2021. Modeling the temporal dynamics of chlordecone in the profile of tropical polluted soils as affected by land use change. *Aims Environmental Science*, 8 (4): 304-320. https://doi.org/10.3934/environsci.2021020

Silva, V.; Mol, H.G.J.; Zomer, P.; Tienstra, M.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils - A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653: 1532-1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Silva, V.; Montanarella, L.; Jones, A.; Fernandez-Ugalde, O.; Mol, H.G.J.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment*, 621: 1352-1359. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.093

Simon-Delso, N.; Amaral-Rogers, V.; Belzunces, L.P.; Bonmatin, J.M.; Chagnon, M.; Downs, C.; Furlan, L.; Gibbons, D.W.; Giorio, C.; Girolami, V.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.H.; Liess, M.; Long, E.; McField, M.; Mineau, P.; Mitchell, E.A.D.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Pisa, L.; Settele, J.; Stark, J.D.; Tapparo, A.; Van Dyck, H.; Van Praagh, J.; Van der Sluijs, J.P.; Whitehorn, P.R.; Wiemers, M., 2015. Systemic insecticides (neonicotinoids and fipronil): trends, uses, mode of action and metabolites. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 5-34. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3470-y

Skulcova, L.; Chandran, N.N.; Bielska, L., 2020. Chiral conazole fungicides - (Enantioselective) terrestrial bioaccumulation and aquatic toxicity. *Science of the Total Environment*, 743. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140821

Slomberg, D.L.; Ollivier, P.; Radakovitch, O.; Baran, N.; Sani-Kast, N.; Bruchet, A.; Scheringer, M.; Labille, J., 2017. Insights into natural organic matter and pesticide characterisation and distribution in the Rhone River. *Environmental Chemistry*, 14 (1): 64-73. https://doi.org/10.1071/en16038

Smalling, K.L.; Reeves, R.; Muths, E.; Vandever, M.; Battaglin, W.A.; Hladik, M.L.; Pierce, C.L., 2015. Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502: 80-90. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.114

Socorro, J.; Durand, A.; Temime-Roussel, B.; Gligorovski, S.; Wortham, H.; Quivet, E., 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Scientific Reports*, 6: 7. https://doi.org/10.1038/srep33456

Solomon, K.R., 2020. Estimated exposure to glyphosate in humans via environmental, occupational, and dietary pathways: an updated review of the scientific literature. *Pest Management Science*, 76 (9): 2878-2885. https://doi.org/10.1002/ps.5717

Soulier, C.; Boiteux, V.; Candido, P.; Caupos, E.; Chachignon, M.; Couturier, G.; Dauchy, X.; Devier, M.-H.; Esperanza, M.; Fildier, A.; Gardia-Parege, C.; Guibal, R.; Le Roux, J.; Leroy, G.; Lestremau, F.; Lissalde, S.; Noyon, N.; Piram, A.; Vulliet, E.; Margoum, c., 2021.

Screening of organic micropollutants in environment by high resolution mass spectrometry. La spectrométrie de masse haute résolution pour la recherche de micropolluants organiques dans l'environnement. *Techniques Sciences Méthodes*, (6): 43-54. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-03274374

Spitz, J.; Munschy, C.; Chouvelon, T., 2019. *Biodiversité et Contamination du micronecton profond - Faisabilité du suivi et Etat de référence - EVHOE 2017 & 2018* Rapport Observatoire PELAGIS / IFREMER, 42.

Stachowski-Haberkorn, S.; Soudant, P.; Beker, B., 2010. *TOPHYPAC : Tolérance des communautés phytoplanctoniques aux phytosanitaires dans le panache de la Charente Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides* Rapport Ifremer, 57.

Sudoma, M.; Neuwirthova, N.; Hvezdova, M.; Svobodova, M.; Bilkova, Z.; Scherr, K.E.; Hofman, J., 2019. Fate and bioavailability of four conazole fungicides in twelve different arable soils - Effects of soil and pesticide properties. *Chemosphere*, 230: 347-359. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.227

Sudoma, M.; Pestalova, N.; Bilkova, Z.; Sedlacek, P.; Hofman, J., 2021. Ageing effect on conazole fungicide bioaccumulation in arable soils. *Chemosphere*, 262: 8. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127612

Suszter, G.K.; Ambrus, A., 2017. Distribution of pesticide residues in soil and uncertainty of sampling. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 52 (8): 557-563. https://doi.org/10.1080/03601234.2017.1316171

Sviridov, A.V.; Shushkova, T.V.; Ermakova, I.T.; Ivanova, E.V.; Epiktetov, D.O.; Leontievsky, A.A., 2015. Microbial Degradation of Glyphosate Herbicides (Review). *Applied Biochemistry and Microbiology*, 51 (2): 188-195. https://doi.org/10.1134/s0003683815020209

Syakti, A.D.; Asia, L.; Kanzari, F.; Umasangadji, H.; Malleret, L.; Ternois, Y.; Mille, G.; Doumenq, P., 2012. Distribution of organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in marine sediments directly exposed to wastewater from Cortiou, Marseille. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (5): 1524-1535. https://doi.org/10.1007/s11356-011-0640-z

Taghavi, L.; Merlina, G.; Probst, J.L., 2011. The role of storm flows in concentration of pesticides associated with particulate and dissolved fractions as a threat to aquatic ecosystems Case study: the agricultural watershed of Save river (Southwest of France). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, (400). https://doi.org/10.1051/kmae/2011002

Taghavi, L.; Probst, J.L.; Merlina, G.; Marchand, A.L.; Durbe, G.; Probst, A., 2010. Flood event impact on pesticide transfer in a small agricultural catchment (Montousse at Aurade, south west France). *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90 (3-6): 390-405. https://doi.org/10.1080/03067310903195045

Tang, T.; Stamm, C.; van Griensven, A.; Seuntjens, P.; Bronders, J., 2017. Hysteresis and parent-metabolite analyses unravel characteristic pesticide transport mechanisms in a mixed land use catchment. *Water Research*, 124: 663-672. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.016

Tapie, N.; Budzinski, H., 2018. *Quantification de la présence dans les eaux bilan de 2010 à 2016* Rapport REPAR (Reseau Pesticides du Bassin d'Arcachon), 25.

Tapie, N.; Devier, M.H.; Soulier, C.; Creusot, N.; Le Menach, K.; Ait-Aissa, S.; Vrana, B.; Budzinski, H., 2011. Passive samplers for chemical substance monitoring and associated toxicity assessment in water. *Water Science and Technology*, 63 (10): 2418-2426. https://doi.org/10.2166/wst.2011.129

Tapparo, A.; Giorio, C.; Marzaro, M.; Marton, D.; Solda, L.; Girolami, V., 2011. Rapid analysis of neonicotinoid insecticides in guttation drops of corn seedlings obtained from coated seeds. *Journal of Environmental Monitoring*, 13 (6): 1564-1568. https://doi.org/10.1039/c1em10085h

Tariq, S.R.; Shafiq, M.; Chotana, G.A., 2016. Distribution of Heavy Metals in the Soils Associated with the Commonly Used Pesticides in Cotton Fields. *Scientifica*, 2016. https://doi.org/10.1155/2016/7575239

Taylor, A.C.; Fones, G.R.; Mills, G.A., 2020. Trends in the use of passive sampling for monitoring polar pesticides in water. *Trends in Environmental Analytical Chemistry*, 27: 26. https://doi.org/10.1016/j.teac.2020.e00096

Taylor, A.C.; Mills, G.A.; Gravell, A.; Kerwick, M.; Fones, G.R., 2021. Passive sampling with suspect screening of polar pesticides and multivariate analysis in river catchments: Informing environmental risk assessments and designing future monitoring programmes. *Science of the Total Environment*, 787: 16. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147519

Teil, M.J.; Blanchard, M.; Chevreuil, M., 2004. Atmospheric deposition of organochlorines (PCBs and pesticides) in northern France. *Chemosphere*, 55 (4): 501-514. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.064

Tetreau, G.; Alessi, M.; Veyrenc, S.; Perigon, S.; David, J.P.; Reynaud, S.; Despres, L., 2012. Fate of Bacillus thuringiensis subsp israelensis in the Field: Evidence for Spore Recycling and Differential Persistence of Toxins in Leaf Litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 78 (23): 8362-8367. https://doi.org/10.1128/aem.02088-12

Thiebault, T.; Alliot, F.; Berthe, T.; Blanchoud, H.; Petit, F.; Guigon, E., 2021. Record of trace organic contaminants in a river sediment core: From historical wastewater management to historical use. *Science of the Total Environment*, 773. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145694

Thomas, M.; Lazartigues, A.; Banas, D.; Brun-Bellut, J.; Feidt, C., 2012. Organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments and fish from freshwater cultured fish ponds in different agricultural contexts in north-eastern France. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 77: 35-44. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.10.018

Thompson, D.G.; Harris, B.J.; Buscarini, T.M.; Chartrand, D.T., 2002. Fate of spinosad in litter and soils of a white spruce plantation in central Ontario. *Pest Management Science*, 58 (4): 397-404. https://doi.org/10.1002/ps.467

Thorpe, K.W.; van der Pers, J.; Leonard, D.S.; Sellers, P.; Mastro, V.C.; Webb, R.E.; Reardon, R.C., 2007. Electroantennogram measurements of atmospheric pheromone concentration after aerial and ground application of gypsy moth mating disruptants. *Journal of Applied Entomology*, 131 (2): 146-152. https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2007.01151.x

Thouzeau, G.; Chauvaud, L.; Durand, G.; Patris, T.; Glemarec, M., 2001. Impact of anthropogenic pollutants on marine benthic organisms: using biological indicators and monitoring networks to trace perturbations. *Oceanis*, 27 (2): 177-214.

Tian, Z.Y.; Wark, D.A.; Bogue, K.; James, C.A., 2021. Suspect and non-target screening of contaminants of emerging concern in streams in agricultural watersheds. *Science of the Total Environment*, 795: 9. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148826

Tilghman, A.; Garric, J.; Coquery, M., 2009. *La mesure des contaminants dans le biote : un état des lieux des avantages et inconvénients pour la surveillance chimique du milieu continental. Cemagref, 51 p.*

Tixier, C.; Munschy, C.; Chouvelon, T.; Zalouk-vergnoux, A.; Poirier, L., 2017. *CONTABEL CONTAminants chimiques chez le Bar en Estuaire de Loire : transfert trophique et biomarqueurs d'exposition Rapport final phase 1 : étude pilote* Rapport Ifremer / Laboratoire MMS, 73.

Tobiszewski, M.; Namiesnik, J., 2012. Direct chromatographic methods in the context of green analytical chemistry. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 35: 67-73. https://doi.org/10.1016/j.trac.2012.02.006

Todorovic, G.R.; Mentler, A.; Popp, M.; Hann, S.; Kollensperger, G.; Rampazzo, N.; Blum, W.E.H., 2013. Determination of Glyphosate and AMPA in Three Representative Agricultural Austrian Soils with a HPLC-MS/MS Method. *Soil & Sediment Contamination*, 22 (3): 332-350. https://doi.org/10.1080/15320383.2013.726296

Togola, A., 2012. *Tests d'extraction sur place Application aux Départements d'outre-mer. Rapport final AQUAREF*.

Trajkovska, S.; Mbaye, M.; Seye, M.D.G.; Aaron, J.J.; Chevreuil, M.; Blanchoud, H., 2009. Toxicological study of pesticides in air and precipitations of Paris by means of a bioluminescence method. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 394 (4): 1099-1106. https://doi.org/10.1007/s00216-009-2783-z

Tronczynski, J.; Munschy, C.; Moisan, K., 1999. *Les contaminants organiques qui laissent des traces. Sources, transport et devenir*. Ifremer.

Tu, C.; Wang, Y.; Duan, W.X.; Hertl, P.; Tradway, L.; Brandenburg, R.; Lee, D.; Snell, M.; Hu, S.J., 2011. Effects of fungicides and insecticides on feeding behavior and community dynamics of earthworms: Implications for casting control in turfgrass systems. *Applied Soil Ecology*, 47 (1): 31-36. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.002

Turquet, J.; Nicet, J.B.; Cambert, H.; Denis, Y., 2010a. *Définition des réseaux de surveillance DCE de la qualité des masses d'eau côtières de l'île de Mayotte* Rapport ARVAM, 148.

Turquet, J.; Quiniou, F.; Delesmont, R.; Durand, G., 2010b. *ERICOR : Evaluation du risque « pesticides » pour les récifs coralliens de La Réunion* Rapport ARVAM - IFREMER -IPL -IDHESA, 139.

Uher, E.; Ayrault, S.; Lamy, I.; Nelieu, S.; Gourlay-Francé, C., 2018. Le concept de biodisponibilité en sciences de l'environnement. In: Tusseau-Vuillemin, M.-H.; Uher, E.; Gourlay-Francé, C., eds. *Biodisponibles: une histoire entre le vivant et son exposome*. Londres (united kingdom): ISTE Editions (Collection Système Terre Environnement - Série Ecotoxicologie) 1, 226 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01710353

Uhl, P.; Bruehl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. https://doi.org/10.1002/etc.4572

Valenzuela, E.E.; Menezes, H.C.; Cardeal, Z.L., 2019. New passive sampling device for effective monitoring of pesticides in water. *Analytica Chimica Acta*, 1054: 26-37. https://doi.org/ 10.1016/j.aca.2018.12.017

Valenzuela, E.F.; Menezes, H.C.; Cardeal, Z.L., 2020. Passive and grab sampling methods to assess pesticide residues in water. A review. *Environmental Chemistry Letters*, 18 (4): 1019-1048. https://doi.org/10.1007/s10311-020-00998-8

Valle, A.L.; Mello, F.C.C.; Alves-Balvedi, R.P.; Rodrigues, L.P.; Goulart, L.R., 2019. Glyphosate detection: methods, needs and challenges. *Environmental Chemistry Letters*, 17 (1): 291-317. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0789-5

Vallod, D.; Flandin, M.; Chavallard, R.; Fourrie, L.; Sarrazin, B., 2008. Study of the factors affecting the transfer of pesticide products to piscicultural ponds in Dombes, a wet continental region associating pastures and arable crops. *Fourrages*, (193): 51-63.

van der Perk, M.; Jetten, V.G., 2006. The use of a simple sediment budget model to estimate long-term contaminant export from small catchments. *Geomorphology*, 79 (1-2): 3-12. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.010

van der Sluijs, J.P.; Simon-Delso, N.; Goulson, D.; Maxim, L.; Bonmatin, J.M.; Belzunces, L.P., 2013. Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (3-4): 293-305. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.007

Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science*, 61 (12): 1139-1151. https://doi.org/10.1002/ps.1122

Vermeulen, R.C.H.; Gooijer, Y.M.; Hoftijser, G.W.; Lageschaar, L.C.C.; Oerlemans, A.; Scheepers, P.T.J.; Kivits, C.M.; Duyzer, J.; Gerritsen-Ebben, M.G.; Figueiredo, D.M.; Huss, A.; Krop, E.J.M.; van den Berg, F.; Holterman, H.J.; Jacobs, C.; Kruijne, R.; Mol, J.G.J.; Wenneker, M.; Van de Zande, J.C.; Sauer, P.J.J., 2019. *Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands OBO flower bulbs*, 381p.

Vesin, A.; Glorennec, P.; Le Bot, B.; Wortham, H.; Bonvallot, N.; Quivet, E., 2013. Transfluthrin indoor air concentration and inhalation exposure during application of electric vaporizers. *Environment International*, 60: 1-6. https://doi.org/10.1016/j.envint.2013.07.011

Villanneau, E.; Saby, N.P.A.; Arrouays, D.; Jolivet, C.C.; Boulonne, L.; Caria, G.; Barriuso, E.; Bispo, A.; Briand, O., 2009. Spatial distribution of lindane in topsoil of Northern France. *Chemosphere*, 77 (9): 1249-1255. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.08.060

Villanneau, E.J.; Saby, N.P.A.; Marchant, B.P.; Jolivet, C.C.; Boulonne, L.; Caria, G.; Barriuso, E.; Bispo, A.; Briand, O.; Arrouays, D., 2011. Which persistent organic pollutants can we map in soil using a large spacing systematic soil monitoring design? A case study in Northern France. *Science of the Total Environment*, 409 (19): 3719-3731. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.048

Villiot, A.; Chretien, E.; Drab-Sommesous, E.; Riviere, E.; Chakir, A.; Roth, E., 2018. Temporal and seasonal variation of atmospheric concentrations of currently used pesticides in Champagne in the centre of Reims from 2012 to 2015. *Atmospheric Environment*, 174: 82-91. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.11.046

Vincent, J.; Camy, D.; Thalmensi, G.; Julien, M.; Ledrans, M.; Quenel, P.; Blateau, A.; Godard, E., 2011. The family garden Health Program in Martinique. *Environnement Risques & Sante*, 10 (5): 395-403. https://doi.org/10.1684/ers.2011.0481

Viols, L., 2019. *Caractérisation et évolution de la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises de 1996 à 2017*. Rapport M2 Sciences de l'Eau UM, Spécialité Contaminant Eau Santé, 44.

Vulliet, E.; Berlioz-Barbier, A.; Lafay, F.; Baudot, R.; Wiest, L.; Vauchez, A.; Lestremau, F.; Botta, F.; Cren-Olive, C., 2014. A national reconnaissance for selected organic micropollutants in sediments on French territory. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (19): 11370-11379. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3089-z

Wafo, E.; Risoul, V.; Schembri, T.; Lagadec, V.; Dhermain, F.; Mama, C.; Portugal, H., 2012. PCBs and DDTs in Stenella coeruleoalba dolphins from the French Mediterranean coastal environment (2007-2009): Current state of contamination. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (11): 2535-2541. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.034

Wafo, E.; Sarrazin, L.; Diana, C.; Dhermain, F.; Schembri, T.; Lagadec, W.; Pecchia, M.; Rebouillon, P., 2005. Accumulation and distribution of organochlorines (PCBs and DDTs) in various organs of Stenella coeruleoalba and a Tursiops truncatus from Mediterranean littoral environment (France). *Science of the Total Environment*, 348 (1-3): 115-127. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.078

Wafo, E.; Sarrazin, L.; Diana, C.; Schembri, T.; Lagadec, W.; Monod, J.L., 2006. Polychlorinated biphenyls and DDT residues distribution in sediments of Cortiou (Marseille, France). *Marine Pollution Bulletin*, 52 (1): 104-107. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.09.041

Wang, S.R.; Salamova, A.; Venier, M., 2021. Occurrence, Spatial, and Seasonal Variations, and Gas-Particle Partitioning of Atmospheric Current-Use Pesticides (CUPs) in the Great Lakes Basin. *Environmental Science & Technology*, 55 (6): 3539-3548. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06470

Wang, Z.; Rose, M.T.; Tavakkoli, E.; Van Zwieten, L.; Styles, G.; Bennett, W.; Lombi, E., 2019. Assessing plant-available glyphosate in contrasting soils by diffusive gradient in thin-films technique (DGT). *Science of the Total Environment*, 646: 735-744. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.221

Warren, N.; Allan, I.J.; Carter, J.E.; House, W.A.; Parker, A., 2003. Pesticides and other micro-organic contaminants in freshwater sedimentary environments - a review. *Applied Geochemistry*, 18 (2): 159-194. https://doi.org/10.1016/s0883-2927(02)00159-2

Webster, G.R.B.; Reimer, G.J., 1976. Cold storage degradation of herbicide metribuzin in field soil samples awaiting analysis. *Pesticide Science*, 7 (3): 292-300. https://doi.org/10.1002/ps.2780070314

West, S.D.; Yeh, L.T.; Turner, L.G.; Schwedler, D.A.; Thomas, A.D.; Duebelbeis, D.O., 2000. Determination of spinosad and its metabolites in food and environmental matrices. 1. High-performance liquid chromatography with ultraviolet detection. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 48 (11): 5131-5137. https://doi.org/10.1021/jf000080q

White, L.M.; Ernst, W.R.; Julien, G.; Garron, C.; Leger, M., 2006. Ambient air concentrations of pesticides used in potato cultivation in Prince Edward Island, Canada. *Pest Management Science*, 62 (2): 126-136. https://doi.org/10.1002/ps.1130

Wiest, L.; Baudot, R.; Lafay, F.; Bonjour, E.; Becouze-Lareure, C.; Aubin, J.B.; Jame, P.; Barraud, S.; Kouyi, G.L.; Sebastian, C.; Vulliet, E., 2018. Priority substances in accumulated sediments in a stormwater detention basin from an industrial area. *Environmental Pollution*, 243: 1669-1678. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.138

Wiest, L.; Bulete, A.; Giroud, B.; Fratta, C.; Amic, S.; Lambert, O.; Pouliquen, H.; Arnaudguilhem, C., 2011. Multi-residue analysis of 80 environmental contaminants in honeys, honeybees and pollens by one extraction procedure followed by liquid and gas chromatography coupled with mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, 1218 (34): 5743-5756. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.06.079

Williams, T.; Valle, J.; Vinuela, E., 2003. Is the naturally derived insecticide Spinosad (R) compatible with insect natural enemies? *Biocontrol Science and Technology*, 13 (5): 459-475. https://doi.org/10.1080/0958315031000140956

Witkowski, F.; Andral, B.; Derolez, V.; Tomasino, C., 2017. *Campagne de surveillance DCE 2015 en Méditerranée française. Districts « RHONE ET COTIERS MEDITERRANEENS » ET « CORSE »* Rapport Ifremer RST.ODE/UL/LER-PAC/17-05, 79.

Woignier, T.; Fernandes, P.; Soler, A.; Clostre, F.; Carles, C.; Rangon, L.; Lesueur-Jannoyer, M., 2013. Soil microstructure and organic matter: Keys for chlordecone sequestration. *Journal of Hazardous Materials*, 262: 357-364. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.08.070

Woodrow, J.E.; Gibson, K.A.; Seiber, J.N., 2019. Pesticides and Related Toxicants in the Atmosphere. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. (Reviews of Environmental Contamination and Toxicology), 147-196. https://doi.org/10.1007/398_2018_19

Yari, A.; Dabrin, A.; Masson, M.; Coquery, M., 2019. *Distribution spatiale et tendances temporelles des concentrations des contaminants dans les sédiments : comment améliorer l'exploitation de données issues de la surveillance ? – Rapport AQUAREF*, 38 p.

Yusa, V.; Coscolla, C.; Millet, M., 2014. New screening approach for risk assessment of pesticides in ambient air. *Atmospheric Environment*, 96: 322-330. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.07.047

Zabik, J.M.; Aston, L.S.; Seiber, J.N., 1992. Rapid characterization of pesticide-residues in contaminated soils by passive sampling devices. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 (6): 765-770. https://doi.org/10.1897/1552-8618(1992)11[765:rcopri]2.0.co;2

Zaiter, Y.; Destandau, F., 2020. Une histoire de la surveillance de la qualité de l'eau des milieux naturels en France. *TSM Techniques Sciences Méthodes*, (7/8): 27-43

Zanuttini, C.; Gally, F.; Scholl, G.; Thome, J.P.; Eppe, G.; Das, K., 2019. High pollutant exposure level of the largest European community of bottlenose dolphins in the English Channel. *Scientific Reports*, 9: 10. https://doi.org/10.1038/s41598-019-48485-7

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2008. Screening of priority pollutants in urban stormwater: innovative methodology. *9th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Water Pollution*. Univ Alicante, Alicante, SPAIN: 2008. Wit Press, 235. https://doi.org/10.2495/wp080231

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2012. Priority pollutants in urban stormwater: Part 1-Case of separate storm sewers. *Water Research*, 46 (20): 6683-6692. https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.012

Zhang, Y.P.; Zhang, H.F.; Wang, J.; Yu, Z.Y.; Li, H.Y.; Yang, M., 2021. Suspect and target screening of emerging pesticides and their transformation products in an urban river using LC-QTOF-MS. *Science of the Total Environment*, 790: 8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147978

Zhong, X.Q.; Joimel, S.; Schwartz, C.; Sterckeman, T., 2021. Assessing the future trends of soil trace metal contents in French urban gardens. *Environmental Science and Pollution Research*: 18. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15679-4

Ziegler, E.; Tirard, A.; Boubetra, A.; de Bort, M., 2019. Acquisition of stability data for pesticides in water sample through proficiency tests. *Accreditation and Quality Assurance*, 24 (1): 37-42. https://doi.org/10.1007/s00769-018-1339-3

Zubrod, J.P.; Bundschuh, M.; Arts, G.; Bruhl, C.A.; Imfeld, G.; Knabel, A.; Payraudeau, S.; Rasmussen, J.J.; Rohr, J.; Scharmuller, A.; Smalling, K.; Stehle, S.; Schulz, R.; Schafer, R.B., 2019. Fungicides: An Overlooked Pesticide Class? *Environmental Science & Technology*, 53 (7): 3347-3365. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b04392

Chapitre 5.

Pratiques et aménagements pour limiter les transferts de produits phytopharmaceutiques

Auteurs : **Carole Bedos**, **Marie-France Corio-Costet**, **Véronique Gouy**, **Fabrice Le Bellec**, **Laure Mamy**, **Julien Tournebize** (coordinateur)

Contributeur ponctuel : Jean-Paul Douzals

Documentaliste : Anne-Laure Achard

Pilote référent : Laure Mamy

Sommaire

1. Introduction : quels sont les processus qui permettent de limiter les transferts des produits phytopharmaceutiques dans les sols, l'air, les eaux ? 300

2. Déterminants du devenir et du transfert des produits phytopharmaceutiques à l'échelle parcellaire . 303

2.1. Les effets du couvert végétal et de la couverture du sol 304

2.1.1. Rôle de la plante cultivée 304

2.1.2. Effet du mulch et autres techniques de couverture des sols 306

2.2. Les effets du travail du sol et de la gestion des résidus de récolte 309

2.3. Les effets de la mécanisation 311

2.4. La gestion de la matière organique : biochar 312

2.5. Les effets de l'irrigation 314

2.6. Le drainage agricole 315

3. Caractéristiques des formulations pour réduire les pertes 318

3.1. La formulation, un levier pour limiter les pertes et augmenter l'efficacité des produits phytopharmaceutiques 319

3.2. Le cas des adjuvants 320

3.3. Le cas des nanopesticides 321

3.4. Les produits de biocontrôle 322

3.5. Le cas des herbicides 322

3.6. Le cas du cuivre 323

3.7. Sources d'incertitudes relatives aux transferts par volatilisation 323

4. Le processus d'application des produits phytopharmaceutiques et ses conséquences 324

4.1. Raisonner les quantités appliquées par l'évaluation des risques et l'adaptation des doses avant l'application 325

4.2. Optimiser les applications avec des matériels adaptés 327

4.2.1. Le confinement 328

4.2.2. Le cas particulier des drones de pulvérisation : thématique émergente en Europe 328

4.2.3. L'optimisation du processus passe également par l'adaptation des doses *in situ* et/ou en temps réel par différentes techniques 328

4.2.4. Le cas du traitement de semences 329

4.2.5. Le cas du traitement des sols 329

4.2.6. L'influence des formulations et adjuvants dans le processus de dérive 329

4.3. Mesure de la dérive et émergence du monitoring temps réel 330

4.3.1. La mesure *in situ* de la dérive 331

4.3.2. La mesure indirecte de la dérive par simulation de la dérive (impact de la dose sur cultures sensibles non cibles) 331

4.4. Conditions météorologiques 332

4.5. Conclusion 333

4.6. Gérer les fonds de cuve (biobac, phytobac) 333

5. Aménagements paysagers 335

5.1. Préambule : contexte et cadre réglementaire des Zone Tampon (ZT) et Zone Non Traitée (ZNT) 335

5.2. Limiter le transfert par ruissellement à l'échelle extra-parcellaire 337

5.2.1. Les zones tampons sèches enherbées 338

5.2.2. Les zones boisées 341

5.2.3. Les haies 342

5.2.4. Devenir des PPP piégés dans une zone tampon sèche 343

5.2.5. Les fossés agricoles aménagés en zone tampon 344

5.2.6. Evaluation sur le terrain de l'efficacité des zones tampons sèches au niveau paysager 346

5.2.7. Conclusion sur les ZT sèches 348

5.3. Gestion des écoulements canalisés : les zones tampons dites humides 349

5.3.1. Efficacité globale 350

5.3.2. Processus 353

5.3.3. Autres conditions influençant le devenir des produits phytopharmaceutiques 356

5.3.4. Dimensionnement et gestion des ZTHA 357

5.3.5. Écoulements canalisés : fossé, étang, mangrove, bassin d'orage péri-urbain 358

5.4. Phytoremédiation et autres solutions technologiques 359
5.4.1. Bioremédiation et phytoremédiation comme processus de dégradation 359
5.4.2. Solutions technologiques 360
5.5. Limiter les transferts aériens : les barrières physiques 361
5.5.1. Evaluation de l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive 362
5.5.2. Facteurs influençant l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive 364
5.5.3. Effets associés à la présence de barrières physiques 365
5.5.4. Combinaison de leviers 365
5.5.5. Conclusion 366

6. Modélisation du transfert des produits phytopharmaceutiques dans l'environnement 366

6.1. Modèles utilisés dans le cadre règlementaire 366
6.1.1. Eaux souterraines 367
6.1.2. Eaux de surface 368
6.1.3. Atmosphère 368
6.2. Modélisation de la capacité des zones tampons à atténuer le transfert des produits phytopharmaceutiques 369
6.2.1. Echelle locale 369
6.2.2. Echelle du bassin versant 370
6.2.3. Conclusion sur les limites des outils actuels pour des applications de gestion en vue de limiter les transferts hydriques aux échelles du petit bassin versant et régionale 373
6.3. Modélisation des émissions de produits phytopharmaceutiques vers l'atmosphère 374
6.3.1. Au moment de l'application 374
6.3.2. Après l'application 376

7. Conclusions du chapitre sur la limitation et la gestion des transferts de produits phytopharmaceutiques 380

7.1. Synthèse par compartiments 380
7.2. Les leviers parcellaires 381
7.3. Les leviers extra-parcellaires à l'échelle du bassin versant 385
7.4. Discussion sur les leviers, leur combinaison et contexte d'applicabilité 388
7.5. Capacité des modèles à décrire les leviers 389

Références bibliographiques 392

1. Introduction : quels sont les processus qui permettent de limiter les transferts des produits phytopharmaceutiques dans les sols, l'air, les eaux ?

Selon Emmerson *et al.* (2016), la PAC (politique agricole commune) en tant que moteur de l'intensification agricole dans l'Union européenne a favorisé la simplification et la spécialisation des agroécosystèmes. Parmi les impacts négatifs qui en découlent, on peut citer la diminution de l'hétérogénéité des paysages, l'utilisation accrue de produits chimiques par unité de surface, et l'abandon des zones moins fertiles, qui ont favorisé la perte de la biodiversité et de l'abondance des espèces au sein des écosystèmes. Cette perte de la biodiversité liée à l'agriculture intensive est jugée similaire à l'ampleur de l'impact du changement climatique. Même s'il n'est pas le seul facteur explicatif, l'emploi des produits phytopharmaceutiques contribue au déclin de la biodiversité au sein des paysages agricoles.

Pendant et après leur utilisation, les PPP se distribuent entre les différents compartiments de l'environnement que sont le sol, les eaux de surface ou profondes, l'atmosphère et les couverts. Leur présence dans ces différents compartiments dépend pour partie des propriétés physico-chimiques et biologiques des différents produits utilisés mais aussi des conditions environnementales (climat, qualité du sol, potentiel de métabolisation des organismes présents) et des pratiques.

En effet, une fois déposés sur le sol, ou à la surface des cultures et/ou adventices, les PPP peuvent être absorbés par la plante, mais aussi diffuser dans le sol et vers les eaux superficielles et souterraines. Ils sont dégradés, partiellement ou non, et/ou stabilisés dans les sols sous la forme de résidus non extractibles (résidus liés). Cette stabilisation peut résulter de l'établissement de liaisons chimiques covalentes, ou d'un piégeage physique dans les matières organiques (ex. avec acides humiques) ou minérales (ex : dans l'espace inter-lamellaire des argiles). Dans le sol, le microbiote intervient dans la dégradation des PPP, mais aussi dans le stockage sous forme de résidus liés. Les pratiques agricoles modifient directement ou indirectement le devenir des PPP en modulant leur dégradation et leur transfert (réduction de la biomasse du microbiote après des applications répétées d'un produit (ex : cuivre), modification de la matière organique). Typiquement, si l'activité biologique des sols est importante, les PPP peuvent être rapidement dégradés, parfois jusqu'à la minéralisation (transformation dans un milieu biologiquement actif des substances organiques aboutissant à la libération de substances minérales : ammoniac, eau, CO_2, nitrates, phosphates et sulfates). Cette minéralisation joue un rôle majeur pour la nutrition des plantes en mettant à disposition l'azote. Ainsi, cette dégradation entre-t-elle directement en compétition avec la formation de résidus liés, phénomène généralement plus lent. La biodiversité biologique d'un sol est donc primordiale pour la dégradation des PPP par les micro-organismes et correspond à une des voies majeures de leur dissipation. La dynamique de dégradation est estimée généralement par la durée de demi-vie des molécules dans le sol (DT50), laquelle dépendra de la température, de la nature du sol, de la profondeur d'analyse et des micro-organismes présents (*cf.* Chapitre 3).

Les PPP sont susceptibles d'être transférés vers les eaux de surface, principalement *via* des phénomènes de ruissellement et d'érosion ou des dépôts atmosphériques, et ils peuvent également être transférés vers les nappes d'eaux souterraines (*cf.* Chapitre 3). La complexité des processus intervenant dans le transfert des PPP en fonction de leurs propriétés physico-chimiques nécessite l'utilisation de modèles numériques pour prévoir les risques de contamination de l'environnement. Il faut souligner que les pratiques agricoles peuvent permettre de limiter ou accélérer les transferts et transports des PPP dans les eaux suite à différents choix et aménagements (gestion des couverts et enherbement, limitation du travail du sol, drains et irrigation, fossés, type de cultures, etc.) (Charbonnier *et al.*, 2015).

Les PPP peuvent également être transférés vers l'atmosphère pendant l'application (par dérive des gouttelettes de pulvérisation) ou en post-application par volatilisation depuis les surfaces traitées (sol ou couvert) voire érosion éolienne. Une fois dans l'atmosphère, ils sont transportés à différentes distances et éliminés par dépôts, secs et/ou humides (après une pluie) ou dégradation (par réactions avec des oxydants présents dans l'air (ex. OH, ozone) ou

par photolyse). Dans ce cas également, les pratiques agricoles et les aménagements paysagers peuvent influencer les processus impliqués.

Les questions de la saisine ont ainsi été transcrites et déclinées en trois parties.

La première porte sur les pratiques agricoles comme déterminants du devenir et du transfert des PPP à l'échelle parcellaire. Elle répond ainsi aux interrogations suivantes :

- Quels modes d'application ou d'introduction des PPP limitent la contamination des différents compartiments de l'environnement (et donc les effets sur la biodiversité et les services associés) ?
- Quels leviers permettent de maîtriser ou de réduire la contamination lors de l'utilisation ?

La deuxième partie porte sur le rôle des aménagements paysagers pour limiter le transfert des PPP et leur présence dans l'environnement :

- Quel est le rôle des éléments du paysage (haies, bandes enherbées, etc.) pour la limitation de la contamination des différents compartiments de l'environnement ?
- Quelles sont les pistes de remédiation ?

La troisième partie aborde les aspects de modélisation du devenir et du transfert des PPP par une analyse des différentes approches disponibles :

- Quels modèles de prédiction de devenir des substances dans l'environnement ? Quels sont leurs intérêts et leurs limites ?

Enfin, dans ces différentes parties, les éléments de connaissance sur le biocontrôle et les spécificités ultra-marines sont abordés selon les connaissances disponibles.

Du point de vue méthodologique, les connaissances synthétisées ont été obtenues par recherche bibliométrique couvrant la période 2010-2021, considérant les deux précédentes expertises de 2005 et 2010 comme des acquis de connaissance. Les mots clefs sur le *Web of Science* (WoS) ont été définis collectivement en privilégiant les travaux de synthèses ou revue. Le corpus ainsi obtenu contenait plus de 2 500 références. Deux tris préliminaires ont été effectués sur la base du titre tout d'abord, puis du résumé dans un second temps. Le corpus sélectionné a été réparti selon les compétences des experts qui ont alors procédé à la lecture approfondie de chaque référence, complété au besoin de publications ciblées sur une thématique spécifique (incluant des publications ou rapports techniques).

Ce sont donc 491 références citées dans ce chapitre réparties ainsi (Figure 5-1) : 321 articles scientifiques, 89 revues, 39 rapports, 16 communications à un congrès, 9 chapitres d'ouvrages, 10 ouvrages, 4 travaux universitaires dont un Master 2, 3 autres types de document. Les articles scientifiques représentent 65% du corpus, les articles de revues près de 18% ; 83% du corpus est donc constitué de travaux validés par un processus classique de relecture par les pairs.

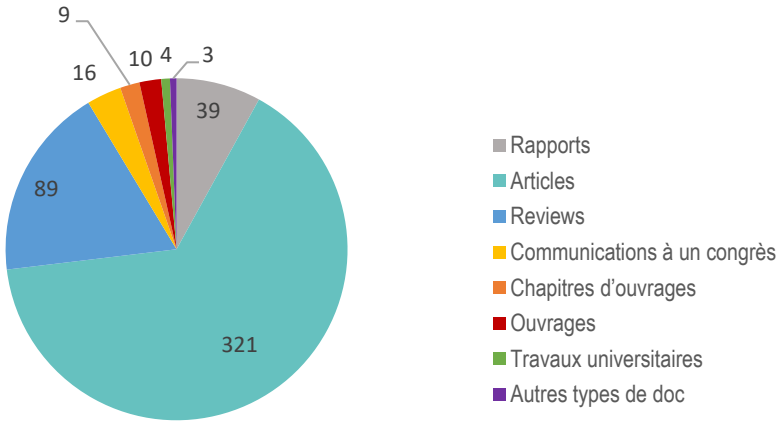


Figure 5-1. Répartition du corpus cité par type de document

L'analyse bibliométrique suivante concerne uniquement les 367 documents référencés dans le WoS, représentant 75% du corpus total.

Les disciplines représentées sont majoritairement les sciences et ingénieries environnementales (64%), l'agronomie (18%), et les ressources en eau (11%) (Figure 5-2).

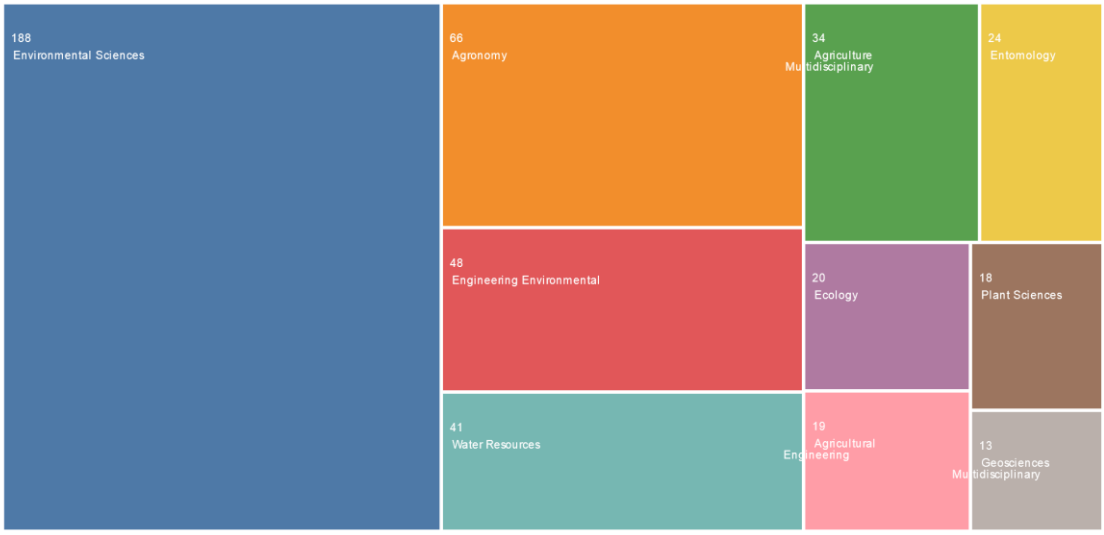


Figure 5-2. Disciplines des 367 références obtenues par le WoS (75% du corpus total)

Une analyse de certaines rubriques, inégalement renseignées dans les références, montre que 11 documents ont au moins un des co-auteurs issu du monde industriel et 106 documents font mention d'un financement public. Cette analyse renforce l'objectivité des résultats publiés et l'emprise réduite des industriels dans la diffusion scientifique des résultats analysés dans ce chapitre.

La distribution des années de publication inclut des références antérieures à 2010, considérées comme incontournables (52 soit 14%), et une grande majorité, à plus de 85%, de publications postérieures à 2010 (Figure 5-3). On peut noter un renforcement des thématiques abordant les leviers de réduction des transferts à partir de 2016 (50% des références sont très récentes). Ce résultat peut s'expliquer aussi par la recherche dans le corpus de travaux de synthèse récents (les revues), qui intègrent des travaux antérieurs dans leur analyse.

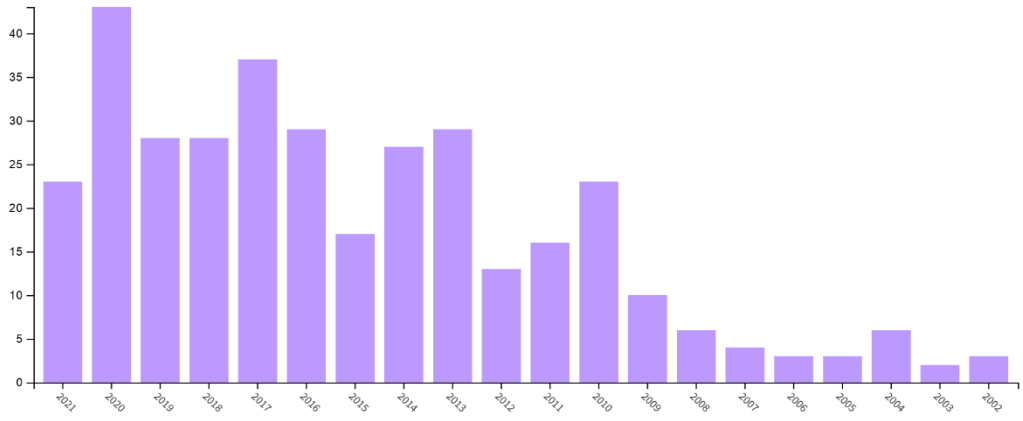


Figure 5-3. Distribution annuelle des références citées (issues du corpus WoS, correspondant à 75% du corpus total)

2. Déterminants du devenir et du transfert des produits phytopharmaceutiques à l'échelle parcellaire

Sebillotte (1990) définit un système de culture « comme un ensemble des modalités techniques mises en œuvre sur des parcelles cultivées de manière identique. Chaque système se définit par : (i) la nature des cultures et leur ordre de succession et (ii) les itinéraires techniques appliqués à ces différentes cultures, ce qui inclut le choix des variétés ». Nous pourrions compléter cette définition par la notion de dynamique d'évolution de ces systèmes, ils ne sont pas figés mais évoluent sans cesse. Les systèmes de culture dits « conventionnels » ou « traditionnels » résultent donc, souvent, d'une conception pas à pas, au fil des décennies, basée principalement sur l'optimisation de leurs performances agronomiques et économiques. Ces systèmes mobilisent généralement des intrants de synthèse exogènes (engrais, PPP…) en quantités plus ou moins importantes, des apports d'eau (irrigation) et une mécanisation des opérations culturales plus ou moins systématique (travail du sol, gestion des enherbements, récolte…). Souvent très productifs, ces systèmes ont répondu aux attentes de la société (produire plus et moins cher pour répondre à la demande alimentaire) mais sont depuis plus d'une vingtaine d'années décriés pour leurs effets négatifs sur l'environnement (eutrophisation, pollutions des eaux par les PPP, impacts sur la biodiversité animale et végétale, dégradation des sols…) (Sanaullah *et al.*, 2020) auxquels nous pouvons rajouter des impacts sur la qualité de l'air (Bedos *et al.*, 2019b). Des systèmes de culture alternatifs existent. En rupture avec les systèmes conventionnels, ces systèmes de culture basés, par exemple, sur les principes de l'agroécologie imposent cependant de profonds changements (Malezieux, 2012) dans lesquels les apports d'intrants exogènes sont remplacés par des services écosystémiques (Dore *et al.*, 2011). Concomitamment, les systèmes de culture conventionnels évoluent et visent également à limiter leurs impacts négatifs en mobilisant notamment différentes pratiques issues de l'agroécologie (Wezel *et al.*, 2014), de l'agriculture de conservation (Sanaullah *et al.*, 2020), de l'agriculture biologique (Pepin *et al.*, 2021), de l'agriculture de précision. Les cultures pérennes étant les cultures recevant le plus de PPP, des méta-analyses ont évalué par exemple l'impact des pratiques en viticulture sur la biodiversité des sols viticoles et la contamination des sols (Lamichhane *et al.*, 2018; Karimi *et al.*, 2020). Il ressort qu'en agriculture biologique, les micro-organismes du sol sont plus présents en termes de biomasse et d'activité, mais la richesse et l'abondance varient selon d'autres pratiques. En effet, les labours en absence de couvert végétal (20-45% de biomasse en moins en absence de couvert) ou l'apport de fertilisants minéraux sont néfastes pour la biodiversité du sol, alors que le couvert végétal, le mulch et l'apport de fertilisants organiques sont bénéfiques (biomasse et diversité du microbiote plus importante, abondance des vers et nématodes) (Karimi *et al.*, 2020).

Dans ce chapitre, il ne s'agit pas d'opposer/confronter tous ces systèmes ou même de dresser une liste des pratiques visant à réduire la dépendance de ces systèmes aux intrants d'origine chimique – très largement documentées par ailleurs dans le cadre du plan Ecophyto dans les « Guides pour la conception de systèmes de culture plus économes en produits phytopharmaceutiques » mais, au sein des itinéraires techniques de ces systèmes, les pratiques culturales opérées à la parcelle favorisant ou défavorisant le transfert des PPP vers les différents compartiments environnementaux. Aubertot *et al.* (2005) considèrent que la nature et la succession des pratiques culturales ont une influence sur le transfert des PPP avec des facteurs de perte importants même s'il est difficile de tirer des conclusions généralisables quant aux pratiques incriminées. Par ailleurs, parce que ces pratiques sont indissociables de l'itinéraire technique (Sébillotte, 1974) qui lui-même influe sur les facteurs importants en matière de transferts comme les quantités de PPP appliquées, la couverture du sol, la structure du sol ou encore la matière organique du sol, les voies de transferts ne sont pas uniques et la limitation de l'une peut en favoriser une autre (Aubertot *et al.*, 2005). Il semble donc important d'évaluer les pratiques culturales vis-à-vis de l'ensemble des voies de transfert mais aussi sous l'angle de leur action à intercepter, retenir et dégrader les PPP après leur application. Dans cette partie, nous aborderons seul(e) ou en interaction : (i) la gestion du couvert végétal dans le temps et dans l'espace (rotation, association, densité de plantation…) et de la couverture du sol (mulch, plantes de couverture…) en vue d'évaluer leur propension à intercepter les PPP appliqués ; (ii) le travail du sol en interaction avec la gestion des résidus de récolte incluant les effets de la gestion de la matière organique en vue de retenir et favoriser la dégradation des PPP. Nous étudierons également les pratiques culturales ayant pour conséquence de favoriser les voies de transfert des PPP vers les différents compartiments de l'environnement

à savoir : (i) les techniques d'épandage ayant principalement pour conséquence la dérive et la volatilisation des PPP ; (ii) la mécanisation en général des parcelles ayant pour conséquence une accélération du ruissellement par tassement des sols et (iii) l'irrigation et le drainage agricole ayant pour conséquence la lixiviation des PPP. Nous resituerons ces pratiques au sein des itinéraires techniques des systèmes de culture qui les promeuvent car il serait incohérent d'extraire ces pratiques de leur contexte d'étude. Enfin, nous détaillerons autant que possible les différences d'effets de ces pratiques sous contraintes abiotiques des milieux tempérés et tropicaux afin d'en considérer les particularismes.

2.1. Les effets du couvert végétal et de la couverture du sol

Les pressions phytopharmaceutiques sont différentes d'une culture à l'autre, d'un itinéraire technique à l'autre ou encore d'un contexte pédoclimatique à l'autre. S'ensuivent des utilisations de PPP plus ou moins importantes pour lesquelles les pratiques culturales vont ou non favoriser le transfert vers les compartiments environnementaux. Schématiquement, un herbicide pré-émergent, appliqué sur un sol nu pour prévenir la levée des adventices en grande culture présentera plus de risque de transfert vers l'environnement qu'une application d'un insecticide au sein d'un système multi-strate diversifié. Ces systèmes sont certes peu comparables mais permettent d'identifier très facilement les situations à risque de transfert. En l'espèce, plus un sol est couvert (dans le temps et dans l'espace) moins il présente de risque de transfert de PPP depuis le compartiment sol, hors de son lieu d'application vers les milieux aquatiques. Dans cette partie, nous évaluerons, au travers de la littérature internationale, les effets des couverts végétaux et de la couverture du sol à intercepter les PPP après leur application.

2.1.1. Rôle de la plante cultivée

Les informations sur la cinétique des PPP dans les cultures sont des aspects essentiels de l'évaluation des risques et de l'impact des PPP. Au cours des traitements, ils sont interceptés par les plantes et peuvent être dégradés ou stockés. Les processus influençant cette dissipation ne sont pas toujours bien connus (Fantke et Juraske, 2013). Une méta-analyse des demi-vies de dissipation de 346 pesticides dans 183 espèces végétales montre que les demi-vies mesurées, dans les matières végétales collectées, varient d'une heure pour les pyréthrines (tomate) à 918 jours pour le pyriproxifène (poivron) selon les conditions de température. Cependant, 95% des demi-vies sont comprises entre 0,6 et 29 jours selon l'espèce végétale. Ainsi, les quantités de résidus des PPP sont-elles très variables dans les plantes et les processus de dégradation chimique ou microbienne mis en œuvre dans la culture correspondent généralement à un processus multi étapes (oxydation, réduction, hydrolyse, conjugaison) (Van Eerd *et al.*, 2003), mais peu d'études (23/346) quantifient le rôle des produits de transformation dans la dissipation globale du produit d'origine et s'intéressent aux transferts dans les sols et l'eau des produits dégradés ou stockés par les plantes.

Les associations culturales et/ou la densification des cultures permettent d'optimiser l'espace cultivé. Dans le cas des associations culturales et/ou des cultures intermédiaires, des services supplémentaires peuvent être recherchés au-delà des aspects de productivité du système. En lien avec les usages des PPP, les associations culturales et/ou les cultures intermédiaires cherchent par exemple à rompre les cycles de ravageurs (cas de la biofumigation avec des espèces des familles des Brassicacée ou des Alliacées ou encore d'effets nématicides avec des Fabacées), à repousser les ravageurs de la culture de rente ou encore à lutter par compétition pour la lumière contre les adventices (plante de couverture par exemple), etc. Les intérêts agronomiques de ces pratiques culturales sont communément admis, notamment pour maximiser l'utilisation des ressources (eau, azote et lumière) et parfois réduire l'usage des PPP (Debaeke *et al.*, 2017), mais ne comptent malheureusement que peu ou pas d'information sur les effets directs de ces systèmes sur les transferts des PPP ; ces effets ne sont pas étudiés ou trop complexes car en interactions avec d'autres pratiques culturales (Aubertot *et al.*, 2005). Par exemple, en culture annuelle, une plus grande densité d'implantation (« *crop competition* » des anglo-saxons), des rangs resserrés et dans une moindre mesure l'orientation des rangs permettent de favoriser le développement rapide des cultures en fermant plus rapidement, « mécaniquement », la canopée limitant ainsi la lumière

indispensable au développement de la plupart des adventices. Outre l'effet direct sur la maîtrise de ces adventices (et donc une réduction d'herbicide appliqué), la canopée sera plus à même d'intercepter les PPP épandus (fongicides, insecticides) notamment en influençant l'architecture de la canopée (biomasse, densité, surface foliaire, agencement et orientation des feuilles) (Jha *et al.*, 2017) (voir également la section 4, Processus d'application). La canopée joue également un rôle tampon avec le sol lors de pluies et donc de limitation du transfert des PPP, mais ces effets ne sont jamais mesurés. Ces méthodes de « *crop competition* » ont pourtant fait leurs preuves en culture de blé (van der Meulen et Chauhan, 2017) ou encore en culture de coton, maïs et soja aux Etats Unis (Jha *et al.*, 2017). Une partie des PPP interceptée par les plantes lors des épandages peut aussi être piégée dans les tissus végétaux. Ce piégeage constitue une protection contre la dégradation des PPP par les micro-organismes mais cela est temporaire car la sénescence des plantes cultivées et/ou des adventices ou les résidus de culture en fin de cycle relarguent tout ou partie de ces PPP piégés. Par exemple, le retour au sol de débris végétaux contenant du glyphosate peut multiplier jusqu'à six fois la persistance de cet herbicide dans les sols (Doublet *et al.*, 2009; Mamy *et al.*, 2016). Au sein d'une même culture, le choix de variétés présentant des architectures différentes et la date de traitement peuvent également influencer la capacité d'interception des traitements ainsi que reporté par Charbonnier *et al.* (2015) d'après les travaux de Robert *et al.* (2015) sur le blé. L'indice de surface foliaire (*Leaf Area Index* ou LAI) par étage foliaire peut ne pas être suffisant pour expliquer les pourcentages d'interception des PPP par les différentes feuilles des plantes et la prise en compte de la courbure des feuilles peut se révéler nécessaire. En revanche, l'effet du volume de l'application sur l'interception par le feuillage s'est avéré très faible dans le cadre de ces travaux (voir également la section 4, Processus d'application).

L'interception des PPP est également influencée par la physiologie végétale. La revue de littérature de Dalazen et Merotto (2016) porte sur l'efficacité des applications d'herbicides sur les adventices en fonction du cycle circadien des plantes. Pour une meilleure interception et donc une meilleure efficacité des herbicides post levée, l'heure de l'application est importante et dépend de ce cycle. Par exemple, le meilleur contrôle de *Ambrosia artemisifolia*, *Amaranthus* sp. ou *Abutilon theophrasi* est obtenu entre 9 h et 18 h avec le glyphosate et le glufosinate. Toujours selon ces auteurs, plusieurs facteurs expliquent la variation d'efficacité et la relation entre ces heures d'application : des facteurs biotiques comme le changement morphologique et physiologique de la plante (orientation des feuilles, épaisseur de la cuticule des feuilles) et des facteurs abiotiques comme la température, l'humidité relative (présence de rosée), etc. Ces facteurs modifient l'interception et l'absorption des PPP par la plante et déterminent donc un risque de transfert lorsque l'application n'est pas réalisée au moment opportun. Plus généralement, l'orientation de la feuille est importante dans l'interception de l'herbicide. Ces mouvements, réversibles, sont dus à des variations différentielles de turgescence, appelé mouvements de veille et de sommeil (nyctinasties). La lumière est souvent le stimuli déclencheur de ces mouvements. De nombreuses espèces des familles des Oxalidaceae et Fabaceae sont concernées par ce phénomène de nyctinastie. Dalazen et Merotto (2016) concluent que l'efficacité des herbicides varie en fonction du rythme circadien. Certains herbicides présentent une meilleure efficacité lorsqu'ils sont appliqués tôt dans la journée, d'autres, à midi, tandis que d'autres, pendant la soirée. Par conséquent, de meilleures connaissances sur la relation entre le rythme circadien et les mécanismes d'action des herbicides semblent fondamentales à acquérir pour optimiser l'interception des PPP lors des applications afin d'atténuer les risques de résistances des adventices aux herbicides et plus globalement les risques de transfert. Cependant, appliquer un PPP pour optimiser son efficacité en fonction de la physiologie de la plante peut s'avérer difficile voire impossible car cette application doit aussi prendre en compte les conditions météorologiques qui impacteront la dérive (voir également la section 4, Processus d'application) et la volatilisation des PPP. Les effets des conditions météorologiques sur la volatilisation sont complexes : si une augmentation de température conduit généralement à une augmentation de la volatilisation, cet effet est limité par les conditions d'assèchement du sol, phénomène courant en surface du sol, conditions qui conduisent à une adsorption du composé depuis la phase gazeuse vers le sol pour certains composés limitant ainsi ponctuellement leur volatilisation. La prise en compte de ce processus dans la modélisation de la volatilisation depuis un sol nu a permis à Garcia *et al.* (2014) de mieux décrire la dynamique diurne de la volatilisation. Ce processus permet certainement d'expliquer aussi l'augmentation de la quantité de S-métolachlore volatilisé au bout de cinq jours avec l'augmentation de l'humidité du sol au moment de l'application observée par Prueger *et al.* (2017) grâce à des expérimentations conduites pendant 13 années consécutives. Les auteurs préconisent alors d'appliquer le produit dans des périodes sèches (2 journées sèches

permettraient de réduire la volatilisation du S-métolachlore de 50%), mais il faut noter que cet effet n'est pas généralisable à tous les produits (le coefficient d'adsorption gaz/sol n'étant pas disponible pour tous les composés, il est difficile d'identifier *a priori* quels sont les composés concernés). De plus, cette préconisation peut rentrer en contradiction avec les préconisations pour limiter la dérive (pour limiter l'évaporation des gouttelettes) et, enfin, il serait nécessaire d'évaluer l'efficacité du produit dans ces conditions. Concernant les pulvérisations sur couvert végétal, la température est l'un des facteurs clés. Cependant, Houbraken *et al.* (2015) ont noté également un effet de l'humidité des feuilles sur la volatilisation de deux composés parmi les dix pour lesquels la volatilisation a été mesurée et modélisée. D'autre part, les conditions météorologiques vont varier sur la durée de la volatilisation (plusieurs jours à semaines), contrairement au processus de dérive des gouttelettes de pulvérisation, beaucoup plus ponctuel. Enfin, selon les objectifs poursuivis, *i.e.* limiter les émissions *vs* limiter les concentrations dans l'air (pour limiter l'exposition des populations riveraines par exemple), ces objectifs peuvent être incompatibles selon les conditions : préconiser des applications en fin de journée pour limiter la volatilisation (en raison de température et vent plus faibles) peut générer des concentrations dans l'air localement plus élevées en lien avec les éventuelles conditions de stabilité (van den Berg *et al.*, 2016a; Zivan *et al.*, 2017).

L'optimisation dans le temps et dans l'espace des cultures permet d'améliorer l'interception des PPP appliqués sur la plante cible. La position d'application, au plus proche de la plante et seulement sur la plante (traitement localisé par exemple) améliore l'efficience des PPP appliqués. Malgré ces principes de bonnes pratiques, les PPP sont tout de même soumis pour partie à une volatilisation et à un risque de lessivage des feuilles par les pluies. L'intensité de la volatilisation et sa dynamique dépendent de quatre types de facteurs : (i) la nature physico-chimique de la substance active et sa formulation, (ii) les pratiques agricoles (mode d'application, incorporation au sol…), (iii) les conditions pédoclimatiques locales et (iv) la nature et les conditions de la surface traitée : sol et surfaces foliaires (forme, mouillabilité, stade d'avancement de la culture ou état végétatif des cultures) (Guiral *et al.*, 2016), interviennent durant les quelques jours après application. Cependant, des études récentes ont montré que le chlorothalonil (fongicide de contact) était, par exemple, encore volatilisé un mois après son application (Gros *et al.*, 2020) ce qui conduit au total à des transferts de molécules vers l'environnement non négligeables. Amplifié par la pluie après application, le lessivage foliaire déplace alors le risque de transfert des PPP vers un autre compartiment transitoire qu'est le sol. Selon son état, couvert ou non couvert, le sol intercepte, retient et participe ou non à la dégradation des PPP. Les effets du travail du sol sur la rétention et la dégradation des PPP sont détaillés en section 2.2. Dans la section suivante, nous évaluons principalement les effets des mulchs à intercepter les PPP.

2.1.2. Effet du mulch et autres techniques de couverture des sols

La présence d'un mulch d'origine naturelle sur le sol (résidus de récolte ou plante de couverture cultivée et détruite à ces fins) joue un rôle important dans la limitation des transferts des PPP, particulièrement en réduisant le ruissellement de surface (Alletto *et al.*, 2010; Lammoglia *et al.*, 2017; Marin-Benito *et al.*, 2018), mais sa capacité à limiter la lixiviation des PPP dépend pour beaucoup de ses caractéristiques. Par exemple, dans leur expérimentation, Nachimuthu *et al.* (2016) ont retrouvé l'atrazine en plus grande concentration dans les eaux de ruissellement des systèmes de culture de canne à sucre comportant des plantes de couverture et/ou un mulch constitué de résidus de récolte (paille) que dans leur témoin (sol travaillé, nu). Ils ont noté que cet herbicide est facilement lessivé du mulch et que ce risque de transfert dépend du délai entre l'application et une pluie. Les auteurs soulignent un manque de connaissance concernant l'impact de l'intensité des pluies sur le transfert des herbicides de la paille jusque dans le sol ; les caractéristiques de l'atrazine expliquent en partie ce comportement (grande persistance et mobilité élevée) mais pas totalement. Globalement, les mulchs ou l'implantation de plantes de couverture visent à maîtriser les adventices des cultures. Ils créent un environnement défavorable à la germination de celles-ci par une barrière physique, une compétition pour les ressources et parfois des effets allélopathiques (Shaner et Beckie, 2014). Ces techniques de mulching permettent de réduire significativement l'usage des herbicides dans de nombreux systèmes de culture aussi bien tempérés que tropicaux (Le Bellec *et al.*, 2015). Cependant, dans deux cas particuliers, ces mulchs vont avoir un statut ambivalent : ils sont utilisés pour réduire la pression des adventices à un moment de l'itinéraire technique, limiter le ruissellement potentiellement érosif et, parallèlement, à un autre moment du cycle, occasionnent des augmentations de dose d'herbicide

(Chauhan *et al.*, 2012) ou des pratiques favorisant la lixiviation des herbicides pré-émergent appliqués (Davis *et al.*, 2013) (voir 2.5). Ce statut ambivalent peut être illustré par la gestion des adventices en agriculture de conservation : Chauhan *et al.* (2012) ont publié une synthèse bibliographique où ils notent que des usages d'herbicides augmentés de 30% sont observés pour compenser les pertes d'efficacité des herbicides pré-émergents à cause des mulchs (ces mulchs sont issus de la destruction des plantes de couverture cultivées à ces fins soit par un herbicide soit mécaniquement). Cette baisse d'efficacité des pré-émergents oriente vers l'utilisation d'herbicides post-levées une fois les adventices installées mais avec la difficulté de traiter quand la culture est installée avec ces herbicides non sélectifs. Les auteurs notent un manque flagrant de connaissance sur le comportement des herbicides pré-émergents en agriculture de conservation à la fois sur la maîtrise des adventices mais aussi sur les pertes d'efficacité de ces herbicides (les comportements varient d'une substance à l'autre) notamment à cause de la photodégradation ou de transferts, en particulier par volatilisation à partir du mulch.

La présence d'un mulch peut avoir un effet important sur la volatilisation en : (1) augmentant la surface d'échange avec l'atmosphère (ce qui tend à augmenter les transferts), (2) modifiant les conditions de température et d'humidité ainsi que discuté par exemple par Prueger *et al.* (1999) et (3) modifiant la disponibilité du produit aux transferts, selon son adsorption ou non sur le mulch ou sa dégradation. Cependant la prédiction de l'effet du mulch sur la volatilisation reste encore incertaine (Benoit *et al.*, 2014). Peu de jeux de données existent et les études y faisant référence présentent des résultats contradictoires : une augmentation de la volatilisation en présence de mulch dans le cas du S-métolachlore (Prueger *et al.*, 1999) ou d'insecticides organophosphorés (Whang *et al.*, 1993) ; ou une augmentation pour l'alachlore et l'atrazine mais ce, uniquement avant une pluie, la dynamique de volatilisation (et le cumul) s'inversant après la pluie (Wienhold et Gish, 1994). L'effet de la présence de mulch sur la dynamique de la volatilisation du S-métolachlore a également été observé par Bedos *et al.* (2017) qui recommandent, pour aller plus loin dans la compréhension et la prédiction de la volatilisation de PPP apportés sur une surface avec mulch, de mieux caractériser à la fois l'interception du composé par le mulch au moment de l'application et les modifications des conditions de surfaces en présence de mulch ainsi que la sorption et la dégradation du produit dans le mulch.

La préservation/constitution d'un mulch après une culture n'est pas toujours possible, de même l'enchaînement des cultures n'est pas toujours systématique (en dehors des zones où la présence de cultures intermédiaires est obligatoire, notamment pour protéger les aires d'alimentation des captages d'eau potable), ce qui peut avoir pour conséquence de laisser le sol en jachère plus ou moins longtemps. A ce titre, les enherbements naturels peuvent jouer un rôle important dans la limitation des transferts des polluants. Sans concerner directement le transfert des PPP, les travaux de Moreau *et al.* (2020) apportent un éclairage intéressant. Ils ont en effet évalué au travers d'indicateurs simples le rôle des enherbements naturels dans la limitation de la lixiviation des nitrates et la réduction de l'érosion durant les jachères d'été et d'automne. Les auteurs ont développé un modèle permettant de simuler ces deux services et ont évalué 259 systèmes de culture. Le travail du sol et les rotations ont le plus grand impact sur le potentiel de lixiviation des nitrates et de l'érosion. Les systèmes utilisant les herbicides ont des effets limités. Cependant, certains systèmes basés sur un travail du sol peu fréquent et superficiel et mettant en œuvre peu de cultures d'hiver obtiennent de bons résultats tant sur le plan du rendement qu'environnemental. S'agissant de la flore induite par ces systèmes, quelques traits fonctionnels jouent un rôle sur ces deux services : la teneur en lipide des graines, la surface de la graine et l'épaisseur de son tégument. Ces traits conditionnent la rapidité des graines à germer et à recouvrir le sol et donc à limiter la lixiviation des polluants et l'érosion. La banque de semences des agrosystèmes va donc déterminer le potentiel des services recherchés par cette flore spontanée. D'autres travaux (Foltz, 2012) viennent corroborer l'intérêt de maintenir le sol couvert pour limiter les risques d'érosion. Ceux-ci ont porté sur l'évaluation de mulchs (deux à base de bois et un à base de paille de résidus de récolte) sur l'érosion d'un sol après une exploitation forestière. Au bout d'un an, quel que soit le mulch, Foltz (2012) n'observe plus de différence significative de pertes de sédiments par rapport au sol nu. Les trois mulchs ont des comportements identiques la première année et freinent l'érosion. Au terme de l'expérimentation (4 ans), c'est le taux de couverture du sol global (plantes, mulch et litière) qui apparaît plus important dans la lutte contre l'érosion. L'auteur conclut que, finalement, les mulchs réduisent l'érosion temporairement et que globalement la couverture du sol suffit. Les résultats de Moreau *et al.* (2020) ou ceux de Foltz (2012), basés sur de la modélisation ou des expérimentations au champ, permettent d'identifier des situations de culture limitant les risques d'érosion à la parcelle et par

extrapolation des transferts probables des PPP par cette voie : un travail limité et/ou superficiel du sol associé à une couverture du sol par une culture ou jachère permanente semblent être les clés de systèmes limitant les risques de transfert.

La technique du paillage plastique vise à éliminer les compétitions entre les cultures et les adventices, et il s'ensuit des réductions d'usage d'herbicides importants. Cependant, le paillage plastique peut jouer un rôle d'accélérateur de transfert pour les autres PPP appliqués sur les cultures. Dans leur revue de littérature, Steinmetz *et al.* (2016) ont synthétisé les avantages et inconvénients à court et long termes de l'usage du paillage plastique en agriculture. Au-delà de l'intérêt économique lié à des rendements plus importants, plus précoces et souvent de meilleure qualité et d'efficience de l'eau d'irrigation (bénéfices à court terme), ces plastiques ont des impacts environnementaux négatifs notamment par leur retraitement difficile et/ou le transfert de molécules (microplastique, phthalates et PPP). Ils favorisent en effet le transfert par ruissellement des PPP appliqués sur la culture. Comparé à un mulch de vesce commune, les eaux de ruissellement des mulchs plastiques comportent 19 fois plus de chlorothalonil et respectivement 6 et 9 fois plus d'alpha et de bêta-endosulfan en culture de tomate (Etats-Unis). Comparé à un sol nu, ces eaux comportent 8 fois plus de chlorothalonil, thiodan, endosulfan et esfenvalérate. Des résultats identiques ont été rapportés pour le bromacile en culture d'ananas et par Dietrich et Gallagher (2002) dont l'étude montre des teneurs élevées de plusieurs PPP (dont le cuivre) dans les eaux de ruissellement de culture de tomate sur film plastique ayant des effets toxiques avérés sur des crevettes et poissons. Les transferts de cuivre sont pourtant faibles par rapport à la dose appliquée au champ, de l'ordre de 1%. Ces auteurs montrent que le cuivre est en premier lieu adsorbé par le sol puis désorbé des particules de sol lors d'évènement pluvieux et transféré hors du champ cultivé plusieurs mois après les applications d'été (transferts jusqu'à l'automne).

La couverture des sols joue un rôle déterminant dans le transfert des PPP : moins le sol reste nu, plus les risques de transfert hydriques sont limités. Dans le cas des cultures annuelles, Baumhardt *et al.* (2015) résument bien les bonnes pratiques à adopter pour limiter la dégradation des sols par érosion et donc l'entraînement des PPP : limiter le travail du sol (voir section suivante), préserver les résidus de récolte (couverture du sol à minima à 50%) et intensifier les systèmes de culture pour maintenir les sols couverts, rotation sur 3 ans par exemple (blé-sorgo-jachère) plutôt que cycles annuel (blé) ou biannuel (blé-jachère). L'introduction de plante de couverture (fabacées ou graminées) permet également de restaurer la fertilité (fabacées) ou remobiliser les excès d'intrants (nitrates par exemple, pour limiter les pertes par lixiviation). Dans le cas des systèmes de culture pérennes, associer des enherbements permanents comportant autant de strates (canopée, strate herbacée, racines) limite les transferts des PPP. Si le rôle d'interception de ceux-ci par la strate herbacée intra-parcellaire a été peu étudié, il est possible de l'assimiler aux fonctions associées aux bandes enherbées (voir partie II). En revanche, Pavlidis et Tsihrintzis (2018) ont synthétisé les travaux portant sur le rôle de l'agroforesterie et de ses effets sur le contrôle de la pollution des eaux de surface et souterraines notamment liée à l'azote et aux PPP. Les différents types d'agroforesterie (agro-sylvicole, sylvico-pastoraux et agro-sylvico-pastoraux en milieux tempérés et tropicaux) ont été considérés, certaines études intègrent même les haies en bordure de parcelle (*cf.* section 5.2). Globalement, les auteurs montrent les effets bénéfiques sur l'environnement et sur le volet socio-économique de ces systèmes d'agroforesterie. S'agissant des pollutions, les effets du système racinaire sont indéniables notamment par sa fonction d'absorption des nutriments et son rôle pour réduire le ruissellement de surface et la lixiviation des PPP (Passeport *et al.*, 2014). Des effets additionnels sont également rapportés notamment grâce à la constitution d'un mulch (accumulation d'une litière de feuilles) en surface du sol jouant le même rôle que le mulch précédemment décrit quant à la réduction du transfert des PPP. D'autre part, les plantations de peupliers, saules, eucalyptus, aulne, bouleaux et robinier ont montré des bénéfices importants quant à la réduction de la lixiviation des herbicides, en particulier grâce à leurs racines jouant aussi un rôle de phytoremédiation. Soixante à 90% de réduction de la lixiviation sont également observés pour la terbuthylazine, l'alachlore, le linuron, le nicosulfuron et la pendiméthaline dans le cas d'une plantation de platane/maïs, soja et betterave à sucre. Plus spécifiquement, les peupliers, les eucalyptus et les saules sont reconnus pour absorber les polluants et leurs produits de transformation (Rockwood *et al.*, 2004). Les systèmes agroforestiers sont comparables à des haies vis-à-vis de la limitation du ruissellement (une des voies de pollution) mais agissent aussi sur la voie de pollution *via* la lixiviation vers les eaux souterraines : par exemple, des haies de chênes atténuent les risques de transfert de 55% pour le glyphosate, l'isoproturon, le métazachlore, l'azoxystrobine, l'époxiconazole et le cyproconazole. Les systèmes racinaires des

jeunes arbres sont très efficaces notamment dans le cas de sol peu profond et en pente. Enfin, et plus globalement, Christen et Dalgaard (2013) notent que l'efficacité de contrôle des polluants est cependant difficilement généralisable à cause des différentes propriétés physique et chimique des matières actives, des types de sol et de culture.

2.2. Les effets du travail du sol et de la gestion des résidus de récolte

Le travail du sol, et plus spécifiquement le labour profond avec retournement, est l'une des pratiques agricoles ayant incontestablement compté pour augmenter les rendements des cultures (Alletto *et al.*, 2010). Ce labour est complété par un travail du sol plus superficiel pour permettre les semis et plantations. Globalement, le travail du sol et ses techniques associées entraînent une modification de la structure du sol en créant une plus grande macroporosité de sa couche superficielle. Cet effet est plus ou moins intense selon le type de matériel utilisé (socs, herses, outils à dents…) et la profondeur de travail. Par ailleurs, ce travail du sol induit des compactages des couches sous-jacentes du sol du fait de la pression des roues du tracteur et des outils lors du travail (voir 2.3 Effet de la mécanisation). Ce travail du sol concerne les systèmes de culture annuels (grandes cultures ou maraîchage) mais aussi les systèmes semi-pérennes - au cours de la rotation ou après une jachère - ou encore les systèmes pérennes pour la gestion des enherbements *via* une mécanisation superficielle (vigne, arboriculture fruitière). Le travail du sol est autant pratiqué en milieu tempéré que tropical. Finalement, hormis en agriculture de conservation qui vise explicitement la limitation de ce travail du sol, cette pratique est une composante importante de nombreux itinéraires techniques car elle est rapide et économique pour décompacter les sols, pour résoudre les problèmes de drainage, pour préparer rapidement un lit de semence, pour limiter les compétitions avec les adventices, pour enfouir les résidus de récolte… (Morris *et al.*, 2010). Malgré tous ces avantages, le travail du sol entraîne plus ou moins temporairement la modification des propriétés des sols affectant ainsi le devenir des PPP appliqués (Mottes *et al.*, 2014). Les principales voies de transfert des PPP vers l'environnement sont dès lors le ruissellement, la lixiviation et la volatilisation (Morris *et al.*, 2010). L'incorporation au sol, selon Aubertot *et al.* (2005), a été identifiée dès les années 90 par plusieurs auteurs pour limiter la volatilisation et la photodégradation (Taylor et Spencer, 1990; Cessna *et al.*, 1995; Pattey *et al.*, 1995). Depuis l'expertise de 2005, Bedos *et al.* (2006) ont fourni une quantification de l'effet de cette pratique sur la volatilisation de la trifluraline appliquée sur sol nu et incorporé au sol 24h après l'application : le taux de volatilisation est réduit de deux ordres de grandeur. L'efficacité de la profondeur d'injection à limiter les pertes par volatilisation de fumigants a quant à elle été quantifiée par Yates *et al.* (2016) pour le 1,3 dichloropopène et la chloropicrine (tous deux interdits en France) et évaluée autour de 20% pour une injection à 61 cm du 1,3 dichloropropène par rapport à une injection à 46 cm, avec cependant une certaine variabilité de cette estimation selon la méthode utilisée amenant les auteurs à conclure quant à la nécessité de poursuivre ces études.

De nombreux auteurs ont comparé les effets du labour et de la simplification du travail du sol (STS) sur la maîtrise du ruissellement, de l'érosion et du transfert des PPP. Globalement, les techniques de STS concourent au maintien de la fertilité des sols avec une augmentation de la matière organique du sol en surface, une stabilisation du pH et de l'humidité, une augmentation de l'activité de la micro et macrofaune du sol… (Adeel *et al.*, 2018). Du point de vue environnemental, les techniques de STS présentent deux intérêts majeurs : (i) la modification des propriétés physiques (porosité, stabilité, rugosité…), chimiques et biologiques du sol, le plus souvent liées les unes aux autres et (ii) l'accumulation de résidus organiques de culture en surface du sol qui conduit à une augmentation de l'interception des PPP en jouant sur la rugosité de surface. Du point de vue agronomique, ces techniques engendrent cependant des contraintes parfois insurmontables comme la gestion des adventices (Chauhan *et al.*, 2012), pouvant engendrer une augmentation des usages d'herbicides comme le glyphosate (Benoit *et al.*, 2014) et qui vont en conséquence nécessiter de mettre en œuvre diverses solutions techniques pour limiter cet usage (allongement et diversification des rotations, implantation de couverts étouffant ou désherbage mécanique) (Benoit *et al.*, 2020) ; des gênes à la mécanisation… sans compter que certains types de sols n'y sont tout simplement pas adaptés (Morris *et al.*, 2010).

Selon Alletto *et al.* (2010), il apparaît difficile de séparer les processus d'interception et de rétention dans le cas des effets du travail du sol *vs* techniques de STS. Cela dépend du type de PPP utilisé et principalement de son

mode d'action pré ou post-émergent pour les herbicides, de la présence d'une culture en place lors de l'application, de son stade de développement, de l'espèce, de la présence d'un mulch… Le mulch, issu des résidus de récolte, semble tout de même avoir un rôle prépondérant. En effet, l'accumulation de résidus organiques de culture en surface du sol conduit à une augmentation de l'interception des PPP comme nous l'avons développé dans la partie 1.1. Lorsque ces résidus couvrent plus de 30 % de la surface, entre 40 et 70% des doses appliquées d'herbicides pré-émergents sont interceptés (Alletto *et al.*, 2010). Toujours selon cet exemple, en termes de biomasse, une quantité supérieure à 4,5 t/ha de biomasse intercepte plus de 90% d'acétochlore, S-métolachlore ou alachlore. La rétention des PPP est donc étroitement liée à l'interception par ces résidus de récolte. Ceux-ci retiennent 10 à 60 fois plus que le sol et modifient donc la disponibilité et la migration de ces PPP (Alletto *et al.*, 2010). Par voie de conséquence, il en résulte une baisse d'efficacité de ces herbicides sur les adventices - car piégés dans ces résidus - conduisant souvent à une augmentation des doses appliquées par les producteurs (Chauhan *et al.*, 2012).

La nature des résidus de culture influence cette capacité à intercepter et/ou retenir ces PPP ; mais les études apportent des résultats contrastés voire contradictoires. Les connaissances actuelles publiées ne permettent pas d'expliquer précisément et objectivement l'effet de cette composition de la matière organique sur la sorption des PPP. Les processus en jeu ne sont pas entièrement connus et plus particulièrement le rôle des différents constituants de cette matière organique comme les acides humiques. Lopez-Pineiro *et al.* (2017) rapportent par exemple son rôle dans la dégradation de la bentazone dans les agro-écosystèmes rizicoles méditerranéens. Autres exemples, la plus grande capacité de sorption de la vesce (*Vicia villosa* Roth) par rapport au seigle (*Secale cereale* L.), proviendrait d'une composition de résidus comportant moins de cellulose et plus d'acides aminés (Alletto *et al.*, 2010) ; les résidus de culture de maïs auraient un pouvoir de sorption plus important lorsqu'ils sont frais plutôt que secs dans le cas de l'atrazine tandis qu'il s'agirait du phénomène inverse pour la métribuzine, le chlorimuron ou la cyanazine (Alletto *et al.*, 2010). Les capacités d'adsorption/désorption des PPP par la matière organique semblent donc dépendre de sa composition qui elle-même varie en fonction de son origine (du type de résidus de récolte) et de son stade de dégradation. La dégradation des résidus de récolte conduit à des taux de matière organique qui restent élevés en surface et qui décroissent en profondeur si le sol n'est pas travaillé. Pour beaucoup de PPP, l'adsorption est corrélée positivement à ce taux de matière organique (Gentil *et al.*, 2020), mais certaines molécules ont une faible capacité de sorption comme la bentazone ou le diclosulam (Alletto *et al.*, 2010). Ces différences de cinétique de sorption des PPP par la matière organique et en lien avec l'effet du travail du sol sont peu étudiées ou alors anciennement décrites (1990-2000) et sur des molécules qui ne sont plus homologuées (comme l'acifluorfène, le chlorimuron ou la cyanazine).

La rétention dépend également des conditions climatiques et particulièrement du temps entre l'application du PPP et un évènement pluvieux et son intensité. Plus ces évènements climatiques sont rapprochés et intenses moins le mulch pourra jouer son rôle tampon. En condition tropicale, le risque de transfert y est encore plus exacerbé par la fréquence et l'intensité des pluies (Daam et Van den Brink, 2010) mais aussi par une dégradation accélérée de la matière organique qui se décompose cinq fois plus vite qu'en milieu tempéré (Gentil *et al.*, 2020). Au final, les conditions climatiques et les caractéristiques du PPP appliqué - et particulièrement sa solubilité, sa durée de demi-vie et sa formulation commerciale - conditionneront sa rétention dans les résidus de récolte si ceux-ci sont favorisés par l'itinéraire technique du producteur, la couverture du sol dans le cadre d'un travail minimum du sol ayant dès lors un rôle primordial pour limiter ces transferts.

Tous les systèmes de culture font appel à un travail du sol plus ou moins intense. La communauté scientifique s'accorde à dire que ce travail favorise le transfert des PPP (Aubertot *et al.*, 2005). Si l'adsorption des PPP est généralement corrélée positivement au taux de matière organique du sol (*cf.* ci-dessus), la désorption est favorisée par le travail du sol. Dans leur synthèse, Alletto *et al*. (2010) expliquent que les techniques de l'agriculture de conservation favorisent l'adsorption conduisant à une plus grande proportion de PPP adsorbés par les particules du sol et par les résidus de récolte comparée à une agriculture conventionnelle. En conséquence, seulement une faible proportion des PPP retenus par les résidus de récolte et la matière organique est disponible au processus de biodégradation conduisant à une plus grande persistance. Ce processus d'adsorption conjugué à la nature des résidus de récolte, à des températures plus basses au niveau du sol (effet tampon du mulch) et à un pH généralement plus acide du sol (effet de l'augmentation de la teneur en matière organique) en agriculture de

conservation diminuent l'efficacité de la biodégradation des PPP par les micro-organismes. Parallèlement, le taux élevé de matière organique des sols en agriculture de conservation contrecarre également l'effet des PPP comme source de carbone dans le sol. Par ailleurs, l'agriculture de conservation permet de limiter l'érosion et donc l'entraînement des pesticides par le ruissellement de surface (Potter *et al.*, 2015). Cependant, elle favorise aussi l'infiltration et peut donc augmenter l'entraînement des molécules solubles. L'étude menée par Potter *et al.* (2015) durant 10 ans (culture de coton et d'arachide) a montré que le fluométuron et son produit de transformation DMF (déméthyle fluométuron) - tous deux connus comme des molécules lixiviables – se retrouvent significativement plus dans les eaux de ruissellement dans le cas d'un labour conventionnel par rapport à des techniques simplifiées d'agriculture de conservation (1,2% contre 0,31 %) alors que dans les eaux d'infiltration c'est le contraire (0,32% contre 0,13%). Enfin, ces mêmes techniques favorisent également la macrofaune du sol dont les réseaux interconnectés (galerie des vers de terre par exemple) peuvent devenir des accélérateurs de transferts des PPP (Alletto *et al.*, 2010). Carvalho et Lourenço (2014) listent finalement une synthèse des avantages et des inconvénients liés aux techniques de l'agriculture de conservation et plus spécifiquement son intérêt en climat méditerranéen. La question de l'ambivalence de l'usage des herbicides dans ces systèmes est abordée même si elle est contrebalancée au regard des nombreux autres avantages, notamment par la conservation des résidus de récolte (activité microbienne plus importante, matière organique importante), limitant, de fait, l'érosion et le transfert de surface des polluants vers d'autres compartiments environnementaux. Ils notent enfin que les propriétés des sols (teneur en matière organique, infiltration et drainage) sous agriculture de conservation peuvent faire face à des évènements climatiques souvent imprévisibles.

2.3. Les effets de la mécanisation

La circulation des engins agricoles dans les parcelles représente un enjeu majeur pour le compactage des sols, qui favorise l'érosion, autant que le travail du sol à proprement parler (Baumhardt *et al.*, 2015). Les pratiques culturales préservant les sols comme celles promues par l'agriculture de conservation permettent de maintenir une couverture protectrice et génèrent une structure du sol stable et fonctionnelle. Cependant, selon les conditions de site, ces techniques atteignent parfois leurs limites. Les sols limoneux et sableux, à faible teneur en humus, ont par exemple tendance à se compacter. De même, les sols argileux sont également sujets au tassement, car ils ne s'assèchent que lentement après des précipitations et les machines doivent souvent y circuler prématurément (Latsch et Anken, 2020). Sur de telles surfaces, il est indispensable de limiter les passages d'engins. L'organisation de voies de passage permanentes, aussi appelée « *Controlled Traffic Farming* - CTF », ou la décompaction (*loosening*) (Vuaille *et al.*, 2021) permettent de limiter les zones compactées et donc de préserver les fonctions du sol comme l'infiltration et la rétention de l'eau. Cela limite ainsi le ruissellement et, par conséquent, les pertes de PPP par la surface diminuent. Le CTF est largement utilisée en Australie depuis de nombreuses années avec des effets directs sur une augmentation des rendements. Peu développé en Europe jusqu'ici, le CTF devient une solution de plus en plus étudiée grâce notamment au développement d'outils précis de téléguidage (Holpp *et al.*, 2013). Silburn *et al.* (2013) montrent l'intérêt conjugué d'application d'herbicides en traitement par bande sur le haut du billon en canne à sucre et de la technique du CTF sur les transferts des herbicides par ruissellement après des pluies simulées et une irrigation par sillon là où une couverture du sol n'est pas possible. Trois herbicides ont été étudiés, en considérant des substances à haute solubilité (pyrithiobac sodium, non homologué) et à solubilité modérée (diuron et métolachlore). Selon l'herbicide, 55 à 90% de la fraction apportée est transférée par l'eau ou les sédiments plus ou moins rapidement : par exemple 55% du diuron se retrouve dans les sédiments deux jours après l'irrigation et 83% à 34 jours. Dans le temps, le pourcentage des herbicides dans l'eau diminue mais augmente dans les sédiments. Dans cette étude, la technique du CTF a permis de diminuer de 37% le ruissellement, de 59% des pertes de sol et de 33% la concentration de sédiment. Les concentrations de PPP dans les eaux de ruissellement ont été diminuées de 30% et ce quelles que soient les conditions pédoclimatiques. Les applications sur les billons ont permis de réduire les pertes de 38% (pyrithiobac sodium), 22% (métolachlore) et 50% (diuron). Masters *et al.* (2013) ont aussi étudié les effets de ces traitements localisés en bande sur le billon et le CTF avec des pluies simulées intenses (10 mm/h) dès le lendemain de l'application des herbicides sur un système canne à sucre. Tous les traitements étaient couverts à 90-100% de leur surface par un paillage de canne

(11 t MS par ha). Le CTF associé au traitement localisé a permis de diminuer de 43% le ruissellement et a favorisé une meilleure infiltration. Au total, c'est une diminution de 32 à 42% d'herbicides dans les eaux de ruissellement. La pluie a lessivé la paille pour une grande partie de tous les herbicides ; à 21 jours persistent cependant encore le diuron et l'hexazinone. L'atrazine et l'amétryne ont été huit fois plus lessivés. Tout comme Oliver *et al.* (2014) et Silburn *et al.* (2013), Masters *et al.* (2013) confirment qu'une application précoce d'herbicide (hors évènement climatique et hors irrigation) en traitement localisé en bande associé à un trafic contrôlé de la mécanisation permettent de limiter grandement les risques de transfert des PPP par ruissellement.

2.4. La gestion de la matière organique : biochar

Les biochars sont des substances carbonées, obtenues par pyrolyse de biomasse à des températures fixées entre 450 et 850°C (BC450 ou BC850), dans une atmosphère limitée en oxygène, et qui présentent la particularité d'être récalcitrantes à la dégradation. La pyrolyse a aussi pour avantage de créer une structure microporeuse et une surface spécifique (SSA) très élevées favorisant les processus de sorption. Les rendements de combustion (perte de masse) des biochars issus des matériaux du bois sont relativement plus élevés que ceux des résidus de culture en raison de la structure plus condensée du bois. Les SSA des biochars dérivés du bois sont beaucoup plus élevées que celles des biochars dérivés des cultures à la même température (Yang *et al.*, 2010). Pour les mêmes matériaux de biomasse, BC850 est un matériau microporeux avec un volume de pores plus élevé que BC450, qui est un matériau mésoporeux. Ainsi, le biochar produit dans des conditions de combustion différentes (température et apport d'oxygène) et des précurseurs différents (feuillus *vs* herbacés) peut posséder des propriétés physico-chimiques différentes, telles que la composition chimique, la surface et les caractéristiques d'adsorption. La pratique d'amendement de biochar vise en premier objectif à améliorer les propriétés physiques d'un sol, notamment sa capacité de rétention en eau et la capacité d'échange cationique (CEC). L'ajout de biochar dans les sols a surtout été étudié sous l'angle des propriétés hydrologiques des sols : rétention en eau, infiltrabilité, porosité…

Ainsi, de par leur propriété organique et leur surface spécifique, les biochars sont aussi susceptibles d'interagir avec les PPP (Figure 5-4). Le biochar peut avoir une capacité de sorption deux à trois fois supérieure à celle du sol (Blanco-Canqui, 2019). Les principaux mécanismes par lesquels le biochar peut réduire la pollution par les PPP comprennent (1) la sorption des PPP par les particules de biochar, (2) la réduction de la désorption des PPP adsorbés, (3) la réduction de la biodisponibilité ou de l'accès aux micro-organismes, (4) l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques (Khorram *et al.*, 2016). Yu *et al.* (2010) ont montré que la présence de biochar dans le sol pouvait non seulement améliorer la sorption des PPP, mais aussi changer l'isotherme de sorption d'un type Freundlich à un type Langmuir.

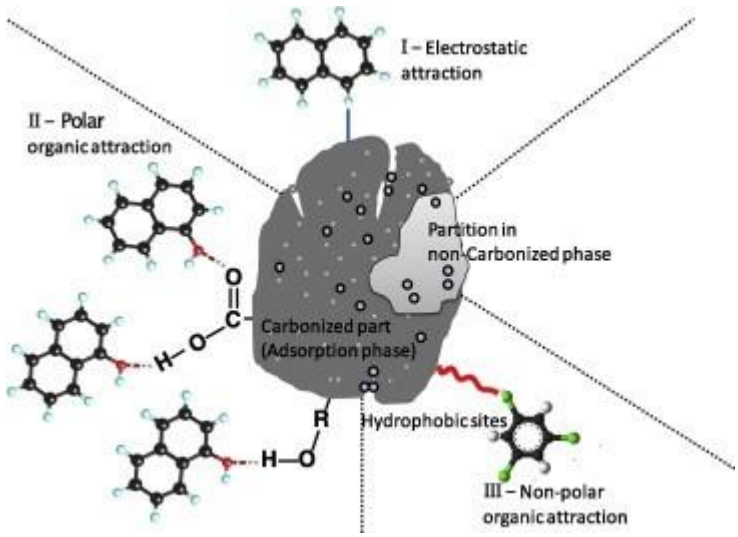


Figure 5-4. Mécanisme physique d'interaction entre biochar et PPP. Source : Ahmad *et al.* (2014).
Les cercles indiquent le mode d'interaction : I – électrostatique, II – attraction électrostatique avec des formes polaires de PPP, III – attraction électrostatique avec des formes apolaires de PPP

Khorram *et al.* (2016), à partir d'un travail de synthèse, ont établi une liste de molécules sorbées par le biochar : l'atrazine, la terbuthylazine, le diuron, l'isoproturon, l'imidaclopride, la bentazone, l'imazamox, le MCPA, le 2,4-D, par exemple, montrent une sorption supérieure à 50%. En raison de sa surface spécifique élevée et de sa charge négative, le biochar a une forte affinité pour la matière organique et une grande capacité d'adsorption et de rétention des composés organiques complexes. Les mécanismes de sorption montrent un effet de polarité sélective pour les composés polaires (Yavari *et al.*, 2015). Blanco-Canqui (2019) rapporte aussi que le biochar adsorbe plus facilement les composés neutres (comme le méthyl-desphényl-chloridazone) et n'adsorbe pas trois composés herbicides anioniques (imazamox, acide oxalique de métazachlore et acide sulfonique de métazachlore). Ces résultats suggèrent que le biochar peut avoir une capacité limitée à retenir les PPP anioniques ou polaires. Les études ont également révélé des effets variables du biochar sur la sorption des PPP en fonction de la matière première du biochar, du temps après l'application, de la taille des particules du biochar, du taux d'application et du procédé de pyrolyse.

En raison de leur forte capacité de sorption, les biochars pourraient entraîner une désorption rapide ou lente des PPP. Ainsi, des questions se posent sur l'effet du vieillissement des biochars vis-à-vis de leur propriété de sorption. Les procédés abiotiques sont responsables d'une minéralisation interne alors que les procédés biotiques agissent plutôt à la surface externe du biochar. Cependant, malgré une stabilité générale des biochars, leur décomposition potentielle peut engendrer des relargages de molécules dans le sol. L'irréversibilité de la sorption du PPP peut réduire sa biodisponibilité dans les sols amendés au biochar, influençant ainsi son devenir et sa toxicité ainsi que les risques associés pour la santé humaine et écologique. Les micropores ont soit piégé les molécules sorbées, soit provoqué une phase de sorption lente et prolongée, ce qui peut conduire à une hystérésis apparente due à des processus hors équilibre.

Le biochar pourrait être utilisé pour immobiliser les PPP dans les sols contaminés en raison de sa forte capacité de sorption. Cependant, la forte sorption, voire la séquestration, a un effet sur la disponibilité des PPP aux processus de biodégradation. Les composés organiques absorbés par le biochar peuvent devenir de plus en plus résistants à la décomposition microbienne. Khorram *et al.* (2016) rapportent que, pour de nombreuses molécules (MCPA, simazine, fomesafem…), la biodégradation dans un sol amendé est réduite par rapport au témoin sans ajout de biochar. La diminution de la biodisponibilité des PPP dans les sols amendés au biochar peut être attribuée aux deux processus suivants : (1) une dégradation réduite et une séquestration accrue des PPP en raison de leur biodisponibilité réduite pour les micro-organismes du sol et (2) une absorption réduite des résidus de PPP dans les parties des plantes en raison d'une biodisponibilité réduite pour les plantes.

Ainsi, les travaux de Khorram *et al.* (2016), Yavari *et al.* (2015) et Blanco-Canqui (2019) concluent qu'en favorisant le piégeage dans le biochar, les PPP sont moins susceptibles d'être lixiviés dans le sol. En améliorant les propriétés physiques du sol en surface (porosité, rétention en eau), le biochar réduit fortement les phénomènes d'érosion et donc le transfert de PPP par ruissellement érosif (Blanco-Canqui, 2019). Par conséquent, en réduisant la lixiviation et le ruissellement, les biochars limitent le risque de transfert après application. Ainsi, le biochar pourrait être appliqué pour séquestrer les résidus de PPP dans les sols contaminés et pour réduire l'absorption par les plantes.

De nombreuses études ont été publiées sur la gestion des PPP avec le biochar, la plupart sont issues de laboratoires ou de serres. Les données de terrain manquent pour vérifier le comportement et la performance du biochar dans des conditions réelles de terrain. De plus, la sorption des PPP près de la surface du sol peut conduire à l'accumulation de PPP et représenter une nouvelle source potentielle de pollution si les PPP sont libérés par le biochar. Le devenir du PPP accumulés avec le temps mérite une étude plus approfondie. Un des inconvénients cités par Yavari *et al.* (2015) est la diminution de l'efficacité des PPP appliqués sur sol amendé en biochar vis-à-vis des cibles (adventices, champignons). En effet, la sorption, en limitant la disponibilité des PPP, présente le risque de développer des phénomènes de résistance des cibles biologiques et engendrer à terme une nécessité d'augmenter les doses d'application des PPP au champ pour une efficacité similaire. En outre, les PPP sorbés sont moins disponibles pour la biodégradation et leur persistance est alors augmentée. Les biochars peuvent aussi relarguer d'autres composés polluants comme les PCB, les HAP et les métaux lourds.

2.5. Les effets de l'irrigation

Des pratiques d'irrigation inadaptées ou réalisées durant une période à risque peuvent avoir des conséquences importantes sur les transferts des PPP. Nous avons vu que la présence d'un mulch conduisait parfois à une augmentation des doses d'herbicides de pré-émergence (Chauhan *et al.*, 2012), or ces pratiques sont souvent associées à un usage d'irrigation pour permettre aux herbicides de pénétrer le mulch et d'accéder à l'horizon superficiel du sol pour atteindre les adventices (Davis *et al.*, 2013). Ces mêmes auteurs ont montré que les risques de transfert de trois herbicides (diuron, atrazine et amétryne) hors du champ cultivé augmentent à cause de l'irrigation des cultures de canne à sucre. Les pertes les plus élevées (charges et concentrations) se sont produites lors des premiers événements de ruissellement d'irrigation suivant l'application. Ils notent également des pertes importantes pendant les épisodes de ruissellement associés à des pluies lorsque l'application de l'herbicide était récente. Ces risques sont donc liés à la saison et/ou à de mauvaises pratiques d'irrigation (par exemple irrigation suivant une application d'herbicide). Les pollutions sont ensuite diluées mais peuvent tout de même présenter un risque écologique considérable pour les écosystèmes aquatiques. Les caractéristiques des herbicides, et particulièrement leur solubilité, persistance, sorption, peuvent aider à prédire leur devenir après leur application. Le diuron et l'atrazine sont par exemple solubles et donc facilement entraînés par l'irrigation ou des pluies (jusqu'à 6 jours après application) alors que c'est moins le cas pour le glyphosate ou le paraquat qui sont plus retenus par le sol. Lopez-Pineiro *et al.* (2017) ont quant à eux observé que l'irrigation après un travail du sol conduisait à la lixiviation de la bentazone dans les agro-écosystèmes rizicoles méditerranéens et ce quel que soit le mode d'irrigation, par aspersion ou par inondation. Nous n'avons pas trouvé d'étude décrivant le transfert des PPP appliqués en parcelle irriguée par la technique du goutte-à-goutte enterré. Cependant il serait intéressant de déterminer si cette technique pourrait limiter les excès d'eau à l'origine des pertes de PPP.

Focus : Le cas de la riziculture

La riziculture est la conduite agricole utilisant le plus d'eau, souvent apportée par irrigation par canaux. Cette culture n'est pas très répandue en France (se limitant à la région PACA), elle est plus présente en Italie ou en Espagne. La conduite traditionnelle d'une rizière consiste à créer une couche de labour pseudo-imperméable, à maintenir inondée une parcelle par irrigation (gravitaire ou pompage) et à transplanter des brins de riz germés mécaniquement ou manuellement. Au moment de la floraison, la rizière est drainée pour oxygéner les racines avant de restaurer l'inondation par irrigation. La gestion des adventices est un enjeu fondamental pour garantir une production optimale (Jabran et Chauhan, 2015). Depuis 2010, les connaissances scientifiques sur cette thématique proviennent principalement d'Asie.

Les apports de PPP se font à des doses de produits commerciaux supérieures à 1 kg/ha (Jin *et al.*, 2016), principalement sous format granulé pour les herbicides, mais aussi en aspersion (herbicides, fongicides et insecticides), dans une rizière en eau. La gestion de l'eau est alors primordiale pour contrôler les pertes de PPP. Deux voies majeures de perte sont identifiées : surverse de la parcelle irriguée et percolation sous la couche de labour. Les suivis des eaux de surverse sont nombreux, *a contrario* la percolation est soit quantifiée en expérimentation lysimétrique, soit par modélisation.

Les exportations de PPP suivent les périodes de fortes applications (fin du printemps - été) et sont entraînées, à cette période de forte activité biologique, par les surverses d'irrigation dans des proportions parfois importantes : jusqu'à 40% de la dose appliquée pour la simétryne, le méfenacet, le prétilachlore, le thiobencarb et le 2,4-D (Anyusheva *et al. (2012)* ; Kondo *et al.* (2012) ; Jin *et al.*, (2016), et comme en témoignent les pics de concentration post application de 50 µg/L de diméthoate, 113 µg/L de bentazone et 50 µg/L de MCPA, pour des moyennes sur la saison, souvent supérieures à 1 µg/L (Anyusheva *et al.* (2012) ; Matamoros *et al.* (2020). De même, dans les canaux secondaires connectés aux rizières, les concentrations peuvent atteindre des valeurs supérieures à 90 µg/L (Phong *et al.*, 2010). Les concentrations diminuent alors rapidement durant les deux semaines suivant les applications. En percolation verticale, les taux moyens d'exportation sont évalués à 1,4% de la dose appliquée (Martini *et al.*, 2012). Outre l'exutoire par le système artificiel de drainage, les écoulements par suintement latéral entre la rizière et le canal secondaire, malgré une conductivité hydraulique à saturation du sol labouré faible à 10^{-8} m/s soit 1mm/j, ne semblent pas négligeables (jusqu'à 16% dans le cas du prétilachlore) mais ils sont très peu étudiés en raison de la difficulté métrologique (Sudo *et al.*, 2018). Les pertes cumulées passent de 40% à l'échelle parcellaire à 17% pour un versant de 0,5 km², 5% pour un bassin versant de 100 km², et 3% pour un bassin versant de 3 000 km² (Sudo *et al.*, 2012).

Les pertes de PPP sont ainsi contrôlées par les propriétés des molécules (souvent citées, Koc (coefficient d'adsorption du PPP dans le sol rapporté à la teneur en carbone organique du sol) et solubilité), le temps de résidence lié à la gestion de l'irrigation, et la durée de maintien de l'eau dans la rizière (Anyusheva *et al.*, 2012). Les molécules à faible Koc et forte demi vie se retrouvent aussi bien dans les eaux de surverse et dans la percolation (Jin *et al.*, 2016).

Deux moyens sont proposés pour limiter les pertes :

• Gérer la dynamique de l'irrigation (Figure 5-5) : Phong *et al.* (2010) recommandent (1) que la fermeture des trappes de surverse et de drainage soit appliquée aussi longtemps que possible en fonction du PPP et des conditions du champ, une période de 7 jours étant imposée par la réglementation japonaise ; (2) qu'une hauteur de surverse supérieure à 2 cm soit maintenue pour stocker les pluies importantes afin d'éviter le ruissellement de la rizière, notamment pendant la période de fermeture des trappes. Ces deux bonnes pratiques contribuent à réduire de minimum 45% les pertes en PPP comparées à l'irrigation continue (Phong *et al.*, 2010; Kondo *et al.*, 2012 ; Martini *et al.*, 2012 ; La *et al.*, 2014).

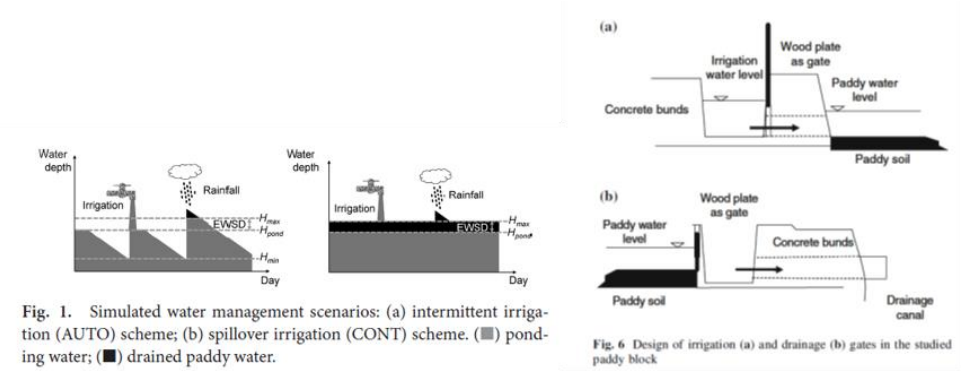


Fig. 1. Simulated water management scenarios: (a) intermittent irrigation (AUTO) scheme; (b) spillover irrigation (CONT) scheme. (■) ponding water; (■) drained paddy water.

Fig. 6 Design of irrigation (a) and drainage (b) gates in the studied paddy block

Figure 5-5. Contrôle des pertes de PPP par une gestion intermittente de l'irrigation de la rizière (a) Source : Kondo *et al.* (2012) (EWSD - *Excess Water Storage Depth*), par maintien d'une hauteur d'eau plus élevée après application (b) Source : Phong *et al.* (2010) (WHP - *Water Holding Period*).

• Cultiver les rizières en aérobie, sur sol non inondé (Jabran et Chauhan, 2015), irrigué par asperseur et en technique simplifiée voire en agriculture de conservation (Lopez-Pineiro *et al.*, 2017). L'avantage de la riziculture aérobie réside dans la forte réduction de l'usage de l'eau d'irrigation par aspersion plutôt que par inondation. En revanche, l'inconvénient est le fort recourt aux herbicides pour limiter la concurrence avec les adventices, ce que la pratique de l'inondation permet plus facilement. Cette pratique associant technique simplifiée et irrigation par aspersion, expérimentée en Italie, montre que les pertes de PPP sont réduites de 12% par rapport au témoin labour inondé dans le cas de la bentazone (Lopez-Pineiro *et al.*, 2017).

Des pertes peuvent également avoir lieu par volatilisation à partir de la surface de l'eau. Aubertot *et al.* (2005) indiquaient que cette voie de contamination pouvait être significative pour les PPP peu solubles, avec un effet des caractéristiques physico-chimiques des composés (constante de Henry notamment), des conditions climatiques, et des transferts verticaux dans la colonne d'eau. Depuis lors, seulement quelques publications ont pu être identifiées sur ce sujet. Des flux de volatilisation cumulés en six jours de l'ordre de 0,03% à 3,3% ont été mesurés par Ferrari *et al.* (2005) depuis une surface aquatique sans culture de riz pour cinq PPP (éthoprophos, procymidone, métalaxyl, chlorpyrifos, chlorpyrifos- méthyl). Les auteurs proposent un modèle et identifient la constante de Henry comme paramètre déterminant. La sorption du composé a également été identifiée comme facteur pouvant limiter la volatilisation par Vasquez *et al.* (2010) lors de leur étude sur l'équilibre eau/air et la sorption de l'étofenprox en conditions contrôlées. Un flux cumulé de près de 38% a été reporté par Luo *et al.* (2012) pour le molinate d'après leur modèle, flux que les auteurs estiment en accord avec des mesures antérieures, ce composé étant le seul parmi les composés étudiés présentant une contribution de la volatilisation >10% de la dissipation totale.

2.6. Le drainage agricole

Le drainage agricole est une technique pour évacuer les excédents d'eau hivernaux des sols hydromorphes (présence d'un horizon moins perméable dû au lessivage des argiles à 1 m de profondeur). Cette technique permet de limiter les contraintes pédologiques et climatiques afin de stabiliser les rendements des cultures d'hiver, principalement. Il existe différents types de drainage : le drainage de surface pour gérer les eaux de ruissellement par saturation, obtenu en façonnant la surface du sol (ados et rigoles) ; le drainage par tuyaux enterrés (soit poterie pour les plus anciens, soit des tuyaux PVC perforés annelés) ; le drainage taupe, par passage mécanique en profondeur dans les sols argileux ; le drainage par fossé. Les sols drainés, majoritairement par tuyaux enterrés à plus de 90%, représentent environ 3 Mha (source RG2010), pour 80% des sols limoneux de plateau (de type luvisol), soit 10% de la SAU ou 20% des sols en grandes cultures. Le drainage est caractérisé par une profondeur

de tuyau (90 cm en général) et un écartement entre ligne de drain (entre 10 et 15 m) contrôlant une nappe perchée temporaire. Le dimensionnement est basé sur l'évacuation d'une pluie hivernale annuelle d'une durée de trois jours, soit une pluie de 15 mm/j et un débit de projet de 1,2 L/s/ha (Tournebize *et al.*, 2020). Le fonctionnement hydrologique est saisonnier (environ 160 mm en moyenne par an), avec une amorce des écoulements à l'automne (10 mm), une intensification des écoulements en hiver pendant la saison de drainage intense (150 mm), et sporadique au printemps (5 mm). Le drainage agricole présente la particularité de transformer une pollution diffuse en pollution ponctuelle par connexion directe des exutoires (tuyaux ou collecteurs) dans le milieu aquatique. Ainsi la notion de lysimètre géant introduite par Kladivko *et al.* (2001) contribue à mieux étudier les transferts de contaminants dans les sols agricoles. En ce sens, la présence d'un système de drainage et les écoulements induits pointent les pratiques agricoles comme déterminant des transferts (drainage témoin de la pollution diffuse, agissant comme une sentinelle de l'environnement). Les mécanismes de transfert des PPP, rapportés dans les références de Gramlich *et al. (2018),* Kobierska *et al.* (2020) et Willkommen *et al.* (2019), sont répartis en deux groupes :

- Les transferts préférentiels liés à la macroporosité connectant la surface du sol où sont appliqués les PPP avec le tuyau de drainage situé en général à 90 cm de profondeur. Ces transferts sont très rapides (100 à 400 fois plus rapide que les écoulements dans la matrice du sol), en condition de sol saturé, quelques heures après application selon la pluviométrie. Ces macropores sont soit des biopores naturels générés par l'activité biologique (racine, ver de terre), soit des fissures ou fentes de retrait dans le cas des sols argileux consécutives aux phénomènes de retraits-gonflements. Ces écoulements préférentiels influencent le comportement des PPP depuis la surface :

  - Leur infiltration est accélérée au droit du drain ;

  - De par la vitesse élevée de transfert, les processus de sorption sont fortement limités. Ainsi, et les PPP mobiles et les PPP ayant une forte affinité avec les substrats se retrouvent dans les eaux de drainage.

- Les transferts lents de nappe (toujours en période de sol saturé), suivant les mécanismes d'hydraulique des milieux poreux (loi de Darcy), proportionnels à la hauteur de nappe. Ces écoulements contribuent au signal de rémanence de certains polluants (par exemple l'atrazine et ses produits de transformation, toujours détectés en 2020, malgré son interdiction en 2003).

Du fait de la prépondérance des écoulements préférentiels, le temps de contact entre la surface des sols et les PPP est très réduit. C'est pourquoi l'intensité d'adsorption des PPP a un impact beaucoup plus faible sur les principales pertes par les systèmes de drainage qu'elle ne l'aurait avec un transport plus lent à travers la matrice du sol. D'un autre côté, la DT50 peut avoir un impact sur les pertes maximales de PPP en combinaison avec le temps écoulé entre l'application du PPP et l'épisode suivant de pluie intense. D'un point de vue temporalité, les applications de PPP qui ont lieu en dehors de la saison de drainage intense (période qui s'étale de décembre à mars), donc à des périodes de moindre contribution en débit (amorce et printemps), contribuent le moins aux transferts lents.

Ainsi, sur les données mesurées de transfert en parcelle drainée, cette dualité des écoulements (lents et rapides) conduit à mesurer des pics de PPP consécutivement aux applications et premiers épisodes drainant, principalement de molécules mères, et des bruits de fond à des niveaux plus ou moins élevés de produits de transformation pour une période plus longue. Les études sur la répartition entre les flux particulaires et dissouts classent la phase dissoute comme majoritaire à plus de 90% du flux annuel (Le Cor *et al.*, 2021). Les gammes d'exportation rapportées dans les suivis de terrain varient autour de 1 g de matière active/ha et en général à moins de 0,1% de la quantité appliquée au champ mais générant ponctuellement des concentrations supérieures à 0,1 µg/L (pic maximum observé de 200 µg/L). Le plus souvent, 80% du flux annuel s'observent en deux voire trois crues (Tournebize *et al.*, 2017; Willkommen *et al.*, 2019). Les pluies juste après application sont les plus exportatrices. La concomitance des périodes d'application et des périodes hydrologiques de fonctionnement du drainage est la plus risquée. En général, l'automne est la période la plus sensible et l'été la moins risquée, ce qui explique que certaines molécules appliquées à la fin du printemps ne sont pas détectées fréquemment contrairement aux herbicides des céréales appliqués à l'automne. Les plus récents qui ont été suivis en sortie de drainage (Ulrich *et al.*, 2018; Le Cor *et al.*, 2021) mettent en évidence deux nouveaux points : (1) l'émergence des

produits de transformation dont ceux du flufénacet, S-métolachlore et métazachlore dont les formes ESA (acide éthane sulfonique) sont persistantes et mobiles, (2) le transfert privilégié des néonicotinoïdes (thiamétoxame, imidaclopride) en traitement de semence par rapport aux PPP appliqués en surface (en restant inférieur à 1% de la dose appliquée, Wettstein *et al.* (2016)) (Figure 5-6). Les produits de transformation précédemment cités se forment dans le sol avant d'être transférés par le drainage. Le bilan des exportations des produits de transformation est important (parfois >1%) avec une fréquence de détection élevée, même si celui de la molécule mère reste faible (<0,1%). Ceci confirme que les molécules mères se transfèrent préférentiellement par la macroporosité du sol au-dessus du drain et que les produits de transformation, en plus de la macroporosité, se transfèrent par la matrice poreuse après leur transformation dans le sol.

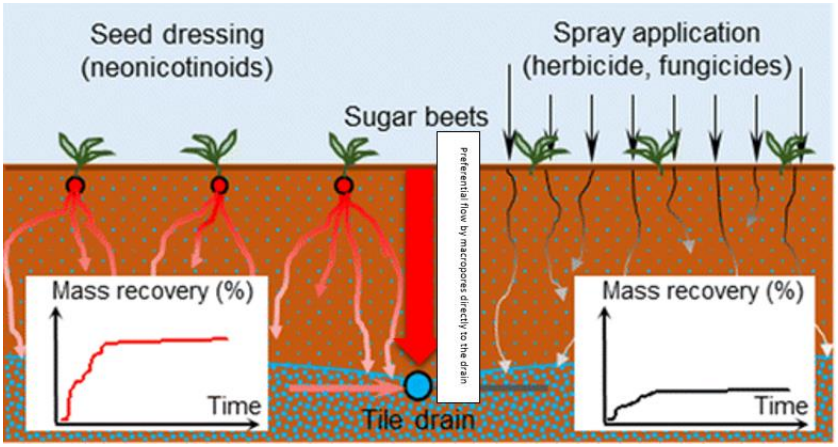


Figure 5-6. Transfert de PPP en traitement de surface *vs* traitement de semence. Adapté de Wettstein *et al.* (2016).

En dehors des périodes de saturation du profil de sol, donc en période estivale (de mai à octobre), les écoulements sont verticaux, et les exportations de PPP par le réseau ne se font que si le drain est connecté directement à un macropore (sur la zone au-dessus du drain). Dans le cas de drainage de zone alluviale ou dans les périmètres irrigués drainés, l'influence du drain sur la hauteur de nappe conduit indirectement à protéger la nappe permanente sous-jacente des transferts verticaux de PPP au détriment du milieu aquatique récepteur en sortie de tuyaux.

Les processus individuels conduisant à des pertes de PPP par drainage sont relativement bien compris, mais les diverses interactions entre les processus dans des contextes de sols et d'exploitations agricoles hétérogènes, tels que la conception des systèmes de drainage, les cultures, les techniques de travail du sol et l'utilisation de PPP, rendent difficile de distinguer l'importance quantitative de chaque paramètre. Cependant les auteurs (Kladivko *et al.*, 2001; Gramlich *et al.*, 2018) conviennent que les pertes de PPP par les systèmes de drainage, quoique non négligeables, sont en moyenne inférieures aux pertes dues au ruissellement et à l'érosion, mais supérieures aux pertes dues à la lixiviation vers les aquifères.

Plusieurs éléments interviennent dans le transfert des PPP : la période, la dose, le couvert, la nature du PPP, la climatologie, mais aussi le travail/gestion du sol. Ainsi, une teneur élevée en carbone organique dans le sol tend à augmenter la conductivité hydraulique à saturation, mais aussi à diminuer l'écoulement préférentiel. L'adsorption a tendance à augmenter avec l'augmentation de la teneur en matière organique, d'où une diminution des pertes totales de PPP (Kobierska *et al.*, 2020). Cependant, le facteur de contrôle principal mentionné dans les publications fait référence au temps entre l'application et les premiers écoulements drainant, mais aussi au niveau de saturation du profil de sol. En effet, à partir d'un certain seuil d'humidité des sols, la porosité est connectée entre la surface et le tuyau de drainage favorisant les transferts.

A partir de la connaissance des transferts, Kobierska *et al.* (2020) proposent et discutent une série de mesures typiques, décrites ci-dessous, visant à atténuer les pertes de PPP dues au drainage.

La plupart des mesures visant à atténuer les pertes par lixiviation réduiront également les pertes par les systèmes de drainage et les mesures recommandées pour atténuer les pertes par ruissellement et par érosion sont généralement efficaces contre les pertes par drainage.

Cependant, certaines mesures contre le ruissellement et l'érosion, comme le semis direct ou l'agriculture de conservation, peuvent avoir des effets à la fois positifs et négatifs sur les pertes par drainage. Les pratiques simplifiées limitent l'érosion, mais augmentent les écoulements préférentiels, et à certaines périodes peuvent accentuer les transferts de PPP (automne), mais aussi les réduire (printemps) (Dairon *et al.*, 2017). Par précaution, les techniques simplifiées ne devraient pas nécessairement être pratiquées sur les terrains plats et propices au drainage (Kobierska *et al.*, 2020).

L'optimisation de la date d'application est la mesure qui présente le plus grand potentiel en termes de réduction des pertes (Willkommen *et al.*, 2019). Dans la pratique, la fenêtre de traitement possible est toutefois limitée. Le choix du moment de l'application des PPP en automne constitue une gestion du risque et, plus que le choix du moment, la prise en compte de la teneur en eau est une mesure plus puissante pour limiter l'application dans des conditions humides, et réduire fortement les pertes de PPP dans les parcelles drainées (réduction jusqu'à dix fois pour Willkommen *et al.* (2019) ou par deux ou trois pour Kobierska *et al.* (2020)). En effet, les auteurs ont souligné que la restriction de la période d'application pourrait nuire à l'efficacité des PPP, alors que la gestion de l'application des PPP pendant la période sans débit en tenant compte de la teneur en eau serait plus précise, même si cela est difficile à mettre en pratique. Au printemps, en gérant les applications ou traitements aux périodes dont les prévisions météorologiques prévoient pas ou peu de pluie pendant les cinq jours suivants (ou inférieure à 10 mm), il est possible de réduire d'un facteur deux à trois les flux exportés (Kobierska *et al.*, 2020). En outre, la restriction de l'application basée sur la teneur en eau serait plus acceptable pour les agriculteurs que l'interdiction ou la restriction du calendrier.

Pour réduire le transfert de PPP dans les zones de drainage, les auteurs comme Willkommen *et al.* (2019) et Kobierska *et al.* (2020) ont recommandé de restreindre la période d'application lorsque le drainage n'est pas actif, et d'établir des règles pour l'application appropriée de PPP en suivant strictement l'état de la teneur en eau ou les conditions d'humidité antérieures (par exemple, le début de l'automne ou la fin du printemps), sans donner de seuil. Prendre en compte l'humidité des sols, comme le *Soil Wetness Index* (produit par Météo-France), permettrait de restreindre les périodes d'application selon les remplissages hydriques des profils de sol drainé. Plutôt qu'une date fixée, cette intégration permettrait aussi de donner de la flexibilité agro-météorologique selon un critère objectif de remplissage en eau du profil de sol, soit l'autorisation dans le cas favorable, soit l'interdiction pour les années humides.

Une étude ciblée sur la relation entre les précipitations, le débit, la teneur en eau antécédente du sol, l'application de PPP et les exportations devrait apporter des indications ou recommandations pour optimiser les calendriers d'application, considérés par Kobierska *et al.* (2020) comme la seule stratégie d'atténuation pratique aidant les agriculteurs à réduire le risque de transfert de PPP. Des outils d'aide à la décision pourraient s'avérer utiles dans ce sens. Les modifications apportées à l'évaluation des risques pour les organismes aquatiques au cours du processus de délivrance des autorisations de mise sur le marché (AMM) en France ont conduit à une meilleure prise en compte de la contamination des eaux de surface par le réseau de drainage.

3. Caractéristiques des formulations pour réduire les pertes

En ce qui concerne la volatilisation, nous avons vu que son intensité et sa dynamique, en dépendant de plusieurs facteurs, pouvaient être influencées par les pratiques (gestion des résidus de cultures, incorporation) ou les conditions météorologiques. Cependant, de par les interactions entre processus, les préconisations pour limiter les transferts restent limitées, outre l'incorporation au sol quand cela est possible ainsi que précisé avant. Nous abordons ici les leviers potentiels *via* le choix des produits. La capacité à corréler les flux de volatilisation aux propriétés physico-chimiques de matières actives pourrait permettre d'établir des règles simples de substitution par

des composés susceptibles d'être moins volatils. La pression de vapeur saturante d'un composé est le premier indicateur de volatilité d'un composé[1]. Cependant, les interactions des composés avec les surfaces complexifient ces premières estimations en nécessitant l'introduction de propriétés physico-chimiques caractérisant notamment la solubilité des composés dans l'eau (pour tenir compte de la solubilisation des composés dans l'eau du sol ou sur l'eau des feuilles) ainsi que l'adsorption des composés sur le sol ou leur dégradation (Mamy *et al.*, 2015). Ainsi, une corrélation entre le flux de volatilisation simulé par un modèle de volatilisation et la pression de vapeur saturante Pvap, la solubilité dans l'eau Sw, le Koc et la DT50 a été établie par exemple par Bedos *et al.* (2013) pour une application sur sol nu. Pvap, Sw et Koc avaient déjà été identifiés lors de recherche de corrélation entre flux de volatilisation mesurés et caractéristiques physico-chimiques et environnementales des composés ainsi que synthétisé par Guiral *et al.* (2016). En ce qui concerne la volatilisation depuis la plante, à l'heure actuelle, par manque de connaissance sur les processus d'interaction entre le composé et la feuille, les corrélations en restent le plus souvent à une simple relation entre le flux et Pvap (par exemple, Houbraken *et al.* (2015; 2016), même si ces auteurs identifient également la constante de Henry K_H comme facteur important selon les conditions). Mais, il est clair que cet indicateur ne suffit pas, ainsi que discuté par Bedos *et al.* (2010) ou Butler-Ellis *et al.* (2010). En effet, cela s'avère plus complexe de par le processus de pénétration dans la feuille (accentuée en cas de systémie du produit), la dégradation du produit sur les feuilles et l'effet de la formulation sur le comportement des produits (Leistra, 2005). Quelques résultats expérimentaux permettent de quantifier l'effet de la formulation sur le comportement de la matière active sur des feuilles par exemple, ce qui a un impact sur la volatilisation (voir section ci-dessous). Noter également le développement d'outils comme TyPol (Mamy *et al.*, 2021) développé pour identifier la typologie de comportement des matières actives à partir de leurs descripteurs moléculaires (ce qui est particulièrement intéressant lorsque les caractéristiques environnementales du composé sont inconnues, par ex. dans le cas des produits de transformation). Toutefois, cet outil reste également confronté à la difficulté de prendre en compte l'effet de la formulation sur le comportement des substances.

Les travaux ci-dessus portent sur la volatilisation en post-application à partir de la surface traitée (sol ou couvert végétal). Une volatilisation de la matière active pourrait en toute rigueur avoir lieu depuis :

- Les gouttelettes de pulvérisation, mais ce phénomène a souvent été négligé en raison de la durée de vie limitée des gouttelettes dans l'air mais également en lien avec la difficulté de mesure. Ainsi, cette voie de dissipation est très peu connue même si Murschell *et al.* (2019) ont observé une volatilisation depuis les gouttes de pulvérisation à partir de mesure de concentrations dans l'air pendant et après l'application de 2,4-D et MCPA.
- Une surface aqueuse pour les applications en riziculture et depuis les fossés contaminés (Aubertot *et al.*, 2005).

Par ailleurs, une émission pourrait également avoir lieu *via* l'érosion éolienne des particules de sol sur lesquelles du produit a été adsorbé ou depuis la feuille (Aubertot *et al.*, 2005). Récemment, Bento *et al.* (2017) ont identifié ce risque pour le glyphosate et son métabolite AMPA (acide aminométhylphosphonique) qui se trouveraient préférentiellement sur les particules de diamètre inférieur à 10 µm d'après un test en tunnel de ventilation.

3.1. La formulation, un levier pour limiter les pertes et augmenter l'efficacité des produits phytopharmaceutiques

Pour limiter la quantité utilisée et augmenter l'efficacité des PPP appliqués, améliorer la formulation des produits fait partie de pratiques en cours de développement, incluant l'utilisation de nanoparticules. Une revue récente (Nagy *et al.*, 2020) analyse la toxicité de 24 PPP et de leurs formulations, essentiellement des herbicides (ex. glyphosate). Généralement, la formulation augmente la toxicité du produit, exceptée pour huit études qui montrent

[1] La pression de vapeur saturante a d'ailleurs servi de base pour établir de premières grandes classifications de volatilité de PPP *i.e.* si Pvap > 10^{-4} Pa (20°C) pour le sol et si Pvap > > 10^{-5} Pa (20°C) pour la plante, le composé est censé être sujet à la volatilisation d'après FOCUS Air (FOCUS, 2008. *FOCUS Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment*: FOCUS Working Group, FOCUS AIR, (SANCO/10553/2006 Rev 2), 327.

une toxicité réduite avec des effets antagonistes. Par ailleurs, l'impact des formulations sur le transfert des PPP est peu connu (Mesnage *et al.*, 2019). Les agents de surface des formulations, de par leurs propriétés, facilitent la performance des produits en favorisant leur passage au travers de la cuticule des plantes et des parois et membranes de micro-organismes (Castro *et al.*, 2014) et permettent une augmentation de l'efficacité de 20 à 30% (Grillo *et al.*, 2021). Houbraken *et al.* (2018) ont évalué la volatilisation de trois fongicides avec différentes formulations et, si une microémulsion diminue la volatilisation, la présence de solvants très volatils la favorise, augmentant alors le transfert dans l'air. L'étude récente de Das et Hageman (2020) portant sur l'étude de l'effet de la formulation, mais également de l'ajout d'adjuvants sur le partage sol-air de produits fongicides semi volatils (chlorpyrifos, pyriméthanil, trifluraline), est présentée en section suivante. Le type de formulations peut avoir un effet sur la volatilisation de la matière active ainsi que l'ont montré un certain nombre de travaux mais les connaissances sont encore très partielles. Houbraken *et al.* (2016), comparant des résultats de simulation à l'aide du modèle PEARL (présenté en section 6.1), sans prendre en compte d'effet de formulation, à des mesures, ont pu identifier que si les résultats étaient comparables pour des poudres mouillables, la comparaison n'était pas bonne pour des suspensions concentrées. Les auteurs concluent que des travaux sont nécessaires mais complexes, car une même formulation peut avoir différents co-formulants ou en différentes concentrations ce qui agira différemment sur la volatilisation de la matière active. Voici ci-après quelques exemples de résultats de tests de l'effet de la formulation sur la volatilisation de la matière active : Houbraken *et al.* (2018), reprenant des travaux de la littérature, indiquent que la volatilisation de l'endosulfan a par exemple été trouvée plus élevée depuis une formulation EC (concentré émulsionnable) que depuis une poudre mouillable (WP) ou que lorsque le chlorpyrifos est formulé sur de la nano-argile naturelle modifiée, sa volatilisation est nettement réduite. Quant à leurs travaux portant sur le fenpropimorphe, le pyriméthanil et le tébuconazole sous différentes formulations et ajout d'adjuvants, Houbraken *et al.* (2018) ont noté un effet de la volatilité du solvant de la formulation (une plus faible volatilité limitant la volatilisation du pyriméthanil et du fenpropimorphe) ; la microémulsion ayant réduit la volatilisation des trois PPP. Les auteurs ont ainsi produit des pressions de vapeur saturante « effectives » à utiliser dans les modèles. En conditions de laboratoire, Lichiheb *et al.* (2015) ont pu quantifier l'effet de la formulation sur la répartition de chlorothalonil et de l'époxyconazole entre différents compartiments (fractions volatilisée sur la feuille lessivable à l'eau, adsorbée, dans la cuticule ou dans les cellules de la feuille) dans les heures qui suivent l'application de gouttelettes de fongicides sur des feuilles de blé. Houbraken *et al.* (2018) indiquent également que plusieurs matériaux d'enrobage existent pour produire des capsules autour de la matière active (éthylcellulose, alcool polyvinylique, gélatine, alginate de sodium, polyurée…). Ils citent les travaux de Fernandez-Perez *et al.* (2014) qui ont travaillé sur l'efficacité de l'encapsulation à base de dérivés de lignine pour diminuer la photodégradation et la volatilisation de pyréthrines, la micro-encapsulation n'étant pas une méthode nouvelle (Aubertot *et al.*, 2005). Enfin, la formulation sous forme de sel augmente la solubilité dans l'eau de la matière active et fournit une pression de vapeur plus faible.

3.2. Le cas des adjuvants

Des adjuvants (classifiés en trois types : mouillants – tensioactifs, huiles et sels) peuvent être ajoutés en extemporanés en vue d'améliorer la qualité biologique, l'étalement, la pénétration, la rétention, la réduction du lessivage, le maintien des propriétés de la bouillie ou l'amélioration de la qualité de la bouillie. Sans avoir une activité propre de PPP, en tant que produits améliorant l'adhésion des gouttelettes, ou agents (anti)moussants, voire colorants et limitant la dérive, ils modifient les propriétés physico-chimiques de la bouillie de pulvérisation (Mesnage *et al.*, 2019). Un adjuvant qui modifierait le comportement de la matière active sur la surface, comme par exemple pour favoriser la pénétration du composé dans la plante, devrait *de facto* influencer la volatilisation (voir également la section 4, Processus d'application, en ce qui concerne l'effet des adjuvants sur la dérive). Cependant, peu de travaux ont porté spécifiquement sur l'effet de ces adjuvants sur le processus de volatilisation (Bedos *et al.*, 2020; Chambre régionale d'agriculture Grand Est, 2021). Houbraken *et al.* (2015; 2018) a étudié l'effet de divers adjuvants sur la volatilisation du fenpropimorphe, du pyriméthanil, du chlorpyrifos-éthyl et du lindane après une application sur surface artificielle (sans mesurer directement la volatilisation mais *via* le suivi de la diminution des résidus sur les surfaces) : l'ajout d'adjuvant joue sur la volatilisation initiale ainsi que sur la

dynamique mais cela dépend des adjuvants (huile, alcool, surfactants polymériques ou anioniques) et des composés. Les auteurs en concluent qu'il faut choisir le couple adjuvant-matière active mais ces résultats se limitent à des expériences sans interaction de surface. Das *et al.* (2020), relevant le fait que les études antérieures reposaient en général sur des applications de produits sur des surfaces artificielles (et notant également certains résultats contradictoires), ont estimé le coefficient de distribution sol/air après une application sur du sol du chlorpyrifos, du pyriméthanil et de la trifluraline, formulés ou non et avec ajout d'adjuvant (une étude de modélisation a également été réalisée) afin d'analyser l'effet des co-formulants et d'adjuvants sur la volatilisation et sur les interactions du composé avec la surface. La matière active dans sa formulation s'est plus volatilisée que seule, et l'ajout d'adjuvant a eu peu d'effet sur la volatilisation. Les auteurs suggèrent un effet des co-formulants sur les interactions du PPP avec la surface. Toutefois, lors d'une étude spécifique menée à plusieurs températures (cas du chlorpyrifos), l'augmentation de la volatilisation en présence de co-formulants n'est pas observée à toutes les températures (l'effet s'inversant pour des températures plus élevées). Les auteurs concluent quant à la nécessité de poursuivre les études pour une diversité de composés/formulation/adjuvants et tout en indiquant qu'une meilleure connaissance de la composition des formulations aiderait grandement.

3.3. Le cas des nanopesticides

De nouvelles technologies se sont développées intégrant une libération des PPP contrôlée (Saleem et Zaidi, 2020) à l'aide de différents supports (polymères synthétiques ou naturels, silice, cires, argile, émulsions, nanomatériaux, hydrogels, liposomes, capsules de déchets agricoles) qui améliorent leur sélectivité, leur efficacité et/ou leur impact et potentiellement leur transfert (Kah *et al.*, 2013; Kumar *et al.*, 2019; Singh et Kumar, 2020). Le nombre de publications concernant le relargage contrôlé des PPP, inférieur à 100 au début des années 2000, a atteint plus de 400 études en 2019 (Tleuova *et al.*, 2020). Le terme de nanopesticide couvre une grande variété de produits qui combinent dans les nanoformulations plusieurs tensioactifs, polymères et nanoparticules de l'ordre du nanomètre. Ces nanoformulations améliorent la solubilité apparente des actifs peu solubles, leur libération progressive et/ou leur protection contre une dégradation prématurée (Kah *et al.*, 2013). Ces nanotechnologies sont aussi utilisées pour favoriser la germination des semis (nanoparticules d'oxyde métallique), le transport d'engrais, l'adsorption de polluants aquatiques, voire leur dégradation (Paramo *et al.*, 2020). Elles permettent de réduire la charge de PPP (conventionnels ou de biocontrôle) entrant dans les différents compartiments, mais peuvent aussi créer de nouveaux problèmes liés à un transport plus efficient et une persistance plus importante dans les sols, les organismes et les eaux (une désorption plus lente, une lixiviation et évaporation plus importante) (Kumar *et al.*, 2019). Ces formulations peuvent également modifier la persistance des matières actives aux champs, ainsi que leur lixiviation et leur sorption dans le sol (Grillo *et al.*, 2021). La plupart des paramètres physico-chimiques et environnementaux peuvent affecter le devenir et le comportement des nanoparticules, décrites comme ayant une taille de 1 à 100 nm par le comité européen de normalisation et l'OCDE (Kah *et al.*, 2013; Grillo *et al.*, 2021). Libérées dans l'environnement, les nanoparticules se déplacent dans les différents milieux, eau, sol et végétaux. Au niveau du sol, la force ionique de ce dernier et le type de cations présents ont un effet sur la mobilité des nanoparticules et, plus la force ionique est élevée, plus la mobilité dans le sol sera limitée (Singh et Kumar, 2020). Les nanoparticules s'accumulent à la surface externe des racines des plantes et sont transportées vers d'autres parties de la plante (feuilles et parties comestibles). Dans le compartiment aqueux, le pH, la salinité, la force ionique, les matières organiques et les micro-organismes présents interviendront dans la mobilité et la dégradation de ces particules (Grillo *et al.*, 2021). Il semble que l'irrigation et l'application de boues conduisent à une lente accumulation des nanoparticules dans le sol (Singh et Kumar, 2020). Récemment, une comparaison de nanosphères de silice de métalaxyl et du métalaxyl seul montre une lixiviation dans le sol plus faible pour les nanosphères (11,5%) que pour le produit libre (76%) durant 30 jours mais, dans l'eau, la libération des nanocapsules atteint 47%. Un constat similaire a été fait pour des nanoparticules (lipidiques solides ou polymères) chargées avec deux fongicides : carbendazime et/ou tébuconazole. Les nanoparticules ont contribué à diminuer la libération des produits dans le sol par rapport à la formulation commerciale (Jalil et Ansari, 2020). Concernant plus spécifiquement les produits de biocontrôle, des auteurs font le point sur les huiles essentielles comme agent de biocontrôle et proposent suite à leur faible persistance (1 jour à moins d'un mois) et à leur volatilité d'utiliser la

nanoencapsulation pour améliorer leur efficacité et leur persistance (Chaudhari *et al.*, 2021). Actuellement, un manque de connaissance apparaît concernant les risques liés à leur utilisation, dont l'augmentation de la toxicité PPP (Malhotra *et al.*, 2020; Grillo *et al.*, 2021). Suite aux risques potentiels et à la diversité de ces nanopesticides (Malhotra *et al.*, 2020), des adaptations de l'évaluation semblent nécessaires (Kah *et al.*, 2013) et, récemment, en Europe, tout nanopesticide doit passer par un processus d'évaluation des risques et d'autorisation rigoureux avant d'être mis sur le marché (EFSA *et al.*, 2018). À noter que des nanoparticules ont été décrites comme ayant une action négative sur les vers de terre (réduction de poids, de fertilité, etc.) (Zeb *et al.*, 2020). Il existe à ce jour un nombre limité de recherches sur l'évaluation globale du devenir des coques de nanoformulations dans le sol et dans l'environnement, après leur libération, ainsi que de leur redistribution dans les plantes après leur absorption ; sans aucune étude sur l'exposition humaine ou environnementale (Tleuova *et al.*, 2020).

3.4. Les produits de biocontrôle

Les produits de biocontrôle font l'objet d'une liste officielle en France, mise à jour et publiée régulièrement par le ministère de l'Agriculture (NS DGAL/SDSPV/2021-756 du 13/10/2021). Ces produits peuvent être utilisés en agriculture biologique (excepté les produits de synthèse et les herbicides) ou en agriculture conventionnelle (notons que le cuivre n'est pas inclus dans la liste des produits de biocontrôle). Cependant, peu de données existent sur le transfert des produits de biocontrôle dans les différents compartiments air-sol-eau, et les données concernant les risques pour la biodiversité restent encore très limitées (*Cf.* Chapitre 16).

3.5. Le cas des herbicides

Certains herbicides étant responsables de dégâts en dehors de la parcelle traitée, non seulement par dérive mais également par dispersion de la fraction volatilisée, ceux-ci ont fait l'objet d'études spécifiques, notamment par les industriels, afin de rechercher la formulation la plus appropriée pour limiter ces effets néfastes (les travaux cités ci-dessous émanent donc soit de travaux menés par les industriels, soit d'études conjointes industriels/académiques). C'est par exemple le cas du dicamba (Sosnoskie *et al.*, 2015; Ouse *et al.*, 2018; Muller et Steckel, 2019), du 2,4-D (Niu *et al.*, 2018; Ouse *et al.*, 2018), du MCPA (Ding *et al.*, 2019), ou du pyriméthanil (Tang *et al.*, 2019). En étudiant l'effet de deux formulations de dicamba, Muller *et al.* (2019) ont observé que l'ajout de glyphosate entraînait une augmentation de la volatilité du dicamba *via* un effet sur le pH. Outre l'effet de la formulation en elle-même, l'intensité du vent pendant et après l'application, la distance à la parcelle traitée, la surface traitée et le pH du sol influent aussi la volatilisation du dicamba (Oseland *et al.*, 2020). Ding *et al.* (2019) ont quant à eux évalué l'efficacité à diminuer la volatilisation de dérivés de 2,4-D, dicamba et MCPA obtenus à partir de la méthode « *me-too* » *i.e.* à partir d'une modification de composés déjà connus (à noter toutefois que cette évaluation s'est basée sur une méthode indirecte d'estimation de la volatilisation *i.e.* par défaut de masse). Ils ont montré que les composés ayant des liaisons hydrogène intermoléculaires présentaient la plus faible volatilité. La mesure, à partir de plantes sensibles, de l'effet de différentes formulations de la clomazone sur sa volatilisation a démontré que la formulation avec encapsulation était la moins phytotoxique (Schreiber *et al.*, 2015). Il est important de noter ici que, dans un certain nombre de travaux cités ci-dessus, la volatilisation a été quasi-systématiquement estimée de manière indirecte (soit par défaut de bilan de masse soit par exposition de plantes en aval de la parcelle traitée), sauf par Muller et Steckel (2019) et Ouse *et al.* (2018). Par ailleurs, ces derniers ont relevé un point de vigilance au sujet des méthodes basées sur l'exposition de plantes, en notant le fait que l'exposition doit couvrir la durée de la volatilisation.

Des contaminations de productions de pommes mais également de cresson et d'épinard à l'herbicide prosulfocarbe utilisé en grandes cultures ont été relevées ces dernières années en France ainsi qu'au Danemark, générant dans certains cas des dépassements de LMR et empêchant donc la vente des productions (Devault *et al.*, 2019). Pour l'instant, aucune étude n'a été identifiée dans la littérature sur la recherche de solutions pour limiter la volatilisation du prosulfocarbe. Cela s'est toutefois traduit par des restrictions de conditions d'utilisation des produits à base de cet herbicide en cas de présence de certaines cultures dans les 500 à 1000 m de la parcelle (Devault *et al.*, 2019).

3.6. Le cas du cuivre

Parmi les PPP, le cuivre a une place à part : produit très ancien (utilisé au moins depuis 1885 (Galet, 1977)), il est utilisé en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique mais il n'est pas sur la liste des produits de biocontrôle pour cause de toxicité environnementale. Des réductions importantes des quantités de cuivre autorisées ont été validées ces dernières années, avec aujourd'hui un maximum de 4 kg/ha et par an (par ex. règlement d'exécution (UE) 2018/1981 de la Commission du 13 décembre 2018 renouvelant l'approbation des substances actives « composés de cuivre » comme substances dont on envisage la substitution, conformément au règlement (CE) No 1107/2009 concernant la mise sur le marché des PPP, et modifiant l'annexe du règlement d'exécution (UE) No 540/2011 de la Commission).

Les vers de terre, qui jouent un rôle clé dans la décomposition de la litière, sont affectés par des quantités élevées de cuivre même s'ils sont capables de l'immobiliser (Komarek *et al.*, 2010). Les micro-organismes peuvent également immobiliser, ainsi que séquestrer voire augmenter la solubilité du cuivre, mais des teneurs élevées limitent fortement la biodiversité bactérienne, (ex : moins de bactéries à croissance rapide) (Komarek *et al.*, 2010). La phytotoxicité du cuivre et ses effets sur le biote et le sol peuvent affecter le fonctionnement des agrosystèmes en favorisant par exemple la résistance de souches bactériennes au produit (sol plus riche en bactéries gram négatif) (Lamichhane *et al.*, 2018). Le cuivre fixé dans les plantes est généralement insoluble (Mackie *et al.*, 2012; Mir *et al.*, 2021), et la diversité fonctionnelle des sols diminuerait avec l'augmentation de la teneur en cuivre (100 mg/kg). Récemment, Cesco *et al.* (2021) ont rapporté que les plantes pérennes pouvaient exsuder le cuivre au niveau racinaire limitant ainsi les concentrations en cuivre dans la plante. La complexité de la dynamique de la rhizosphère souligne que la gestion du sol dans des cultures pérennes nécessite plus de connaissances du système sol-plante et de sa dynamique, sans omettre les micro-organismes. Le transfert du cuivre par infiltration est plus important dans les sols sableux que dans les sols argileux et sa toxicité dans le sol augmente lorsque le pH du sol diminue (Mir *et al.*, 2021).

Il est possible d'assainir les sols en immobilisant le métal, soit en modifiant le pH (alcalinisation), soit en ajoutant de la matière organique à laquelle le cuivre se lie (particules d'argiles, hydroxydes métalliques) (Mir *et al.*, 2021). D'autres pratiques chimiques de remédiation des milieux contaminés avec du cuivre existent, comme l'ajout d'agent chélateur (ex : EDTA) ou de biochar qui réduirait de 96% le cuivre des sols pollués (Mir *et al.*, 2021). Des pratiques biologiques ont aussi été évaluées, faisant appel à de la phytoextraction (séquestration par des plantes, comme les Asteraceae sauvages par exemple (Mackie *et al.*, 2012)) ou à l'activité microbienne. Cette dernière influence la bioturbation (brassage des sols et sédiments).

Des interactions entre produits peuvent par ailleurs exister : le cuivre est susceptible de modifier l'adsorption d'un autre PPP (ex : difenzoquat) et il peut constituer un complexe avec un PPP (ex. Cu-penconazole, Cu-glyphosate) améliorant son affinité pour les colloïdes du sol, ou induisant une plus forte lixiviation (Dousset *et al.*, 2007).

3.7. Sources d'incertitudes relatives aux transferts par volatilisation

In fine, plusieurs points de vigilance sont à relever quant à l'état de nos connaissances sur le processus de volatilisation, les mécanismes liés aux pratiques agricoles, expliquant notre faible capacité à identifier des leviers d'action :

- Ces connaissances reposent sur un jeu de données relativement restreints de situations : Bedos *et al.* (2019a) ont ainsi répertorié, à partir d'une analyse bibliographie, 48 jeux de données acquis au champ concernant la volatilisation depuis le sol et 20 concernant la volatilisation depuis le couvert végétal. Les études se sont particulièrement développées depuis les années 1990 avec toute une gamme de méthodes d'estimation de flux, l'approche aérodynamique étant la plus courante. Concernant les matières actives étudiées, les substances actives présentant le plus d'études (>2) sont pour la plupart interdites en Europe à présent, ces études pouvant être assez anciennes. Parmi les substances actuellement utilisées, celles présentant le plus grand nombre d'études sont le tri-allate et le fenpropimorphe. Au final, beaucoup de substances actives n'ont

fait l'objet que d'une seule étude. L'essentiel des jeux de données a été obtenu en grandes cultures, peu en arboriculture et des jeux de données sont en cours d'acquisition en France en viticulture.

- Le contexte DROM est très peu exploré. Basset-Mens (2016) n'a pu identifier que quatre travaux portant sur les conditions tropicales : Brésil, Thaïlande, Jamaïque et Australie, deux des études ayant été réalisées en conditions contrôlées de laboratoire et les deux autres en conditions réelles au champ. Les cultures concernées sont variées puisqu'on trouve une rotation au Brésil de maïs-soja-pâture et une pâture simple, des litchis en Thaïlande et du coton en Australie. Or, les conditions pédoclimatiques des DROM nécessiteraient des tests spécifiques, notamment afin d'évaluer si elles rentrent bien dans les gammes de validité des paramétrages sélectionnées dans les modèles : par exemple, les durées de demi-vie des PPP sous les tropiques semi-arides et semi-humides sont réduites par rapport aux conditions tempérées à cause des températures plus élevées qui favorisent la dégradation et la volatilisation des PPP (Sanchez-Bayo et Hyne (2011) cité par Basset-Mens (2016)).
- L'incertitude sur les propriétés physico-chimiques des PPP eux-mêmes : une grande variabilité est observée dans les valeurs estimées pour certaines propriétés physico-chimiques des PPP comme par exemple pour la Pvap selon les méthodes de détermination mises en œuvre (Houbraken *et al.*, 2016; van den Berg *et al.*, 2016a), ou également pour K_H ou Sw. Concernant Pvap, les PPP étant souvent des composés semi-volatils, en général peu solubles dans l'eau, les mesures sont complexes à réaliser. La Pvap dépend aussi de l'état physique du PPP pur à la température ambiante qui peut être solide ou surfondu selon le point de fusion (Leistra, 2011). Quant aux données environnementales de type Kd (coefficient d'adsorption dans le sol) et DT50, elles sont affectées d'une grande variabilité en fonction des conditions du milieu (Calvet, 2019).

4. Le processus d'application des produits phytopharmaceutiques et ses conséquences

Le processus d'application du produit au champ, en gouvernant le transfert entre la cible (sol/couvert) et l'atmosphère, est le premier déterminant de la perte de produit par dérive et du devenir ultérieur des produits dans les compartiments environnementaux. Les leviers mobilisables pour réduire la dérive sont donc présentés dans cette section.

Les applications de PPP par voie liquide sont majoritaires et se réalisent par pulvérisation. Le liquide atomisé se répartit vers les zones cibles mais une fraction de la bouillie pulvérisée atteint également des zones non cibles par manque de rétention sur la zone cible, par ruissellement ou par dérive au moment de l'application. Cette fraction affectant les zones non cibles contribue donc à tous les autres processus de contamination de l'environnement.

La dérive de pulvérisation est un phénomène qui apparaît durant l'application et se traduit par un transfert et un dépôt involontaires de produit vers les zones non cibles en bordure de parcelle sous l'effet du vent. Par convention, la dérive est exprimée en pourcentage du volume appliqué sur la parcelle et, selon les conditions atmosphériques et le moyen d'application, celle-ci ne compte généralement que pour quelques pourcents de la bouillie appliquée. Ces effets peuvent néanmoins affecter les milieux naturels ou anthropisés adjacents (zones aquatiques, cultures adjacentes, arthropodes ou riverains). Ce chapitre détaille les principaux facteurs d'influence macroscopiques recensés dans le corpus bibliographique en tenant compte des critères de recherche utilisés. Ces facteurs sont liés à la dose appliquée, aux conditions atmosphériques, aux conditions de végétation (porosité) et à la physico-chimie de la bouillie lors de l'application, et au matériel d'épandage utilisé.

Si toutes les cultures traitées sont concernées par la dérive, le nombre moyen d'applications, le matériel d'application utilisé et l'architecture de la végétation sont des facteurs discriminants selon les typologies de végétation. Les modèles empiriques de dérive intégrés dans les scénarii FOCUS (*FOrum for the Co-ordination of pesticide fate models and their Use)* sont donc différents pour les typologies de végétation suivantes : (i) cultures basses, (ii) viticulture, (iii) arboriculture. Les cultures basses sont traitées au moyen d'appareils à rampe dont le

principe même réduit les risques puisque les buses pulvérisent à une distance proche des cibles et vers le bas. En viticulture, la zone à traiter se situe sur les côtés de l'appareil mais la porosité relative de la végétation est un facteur de risque. Les appareils à diffuseurs pneumatiques par le dessus dominent le marché français car ils sont peu chers et offrent l'avantage de limiter l'encombrement mais leur performance est plus limitée du fait de fines gouttes et d'une assistance d'air non modulable. Les rampes face par face se révèlent en revanche un moyen performant, d'autant plus qu'elles peuvent être équipées de panneaux de confinement voire de panneaux récupérateurs.

La diversité des modes de conduite en arboriculture a permis le développement des aéroconvecteurs à ventilateur axial. Cependant, ces matériels sont pénalisés par une distribution d'air dans toutes les directions souvent conjuguée à l'utilisation de fines gouttes qui ne favorisent pas la maîtrise de la dérive. L'utilisation de dispositifs permettant de diriger le flux d'air et de gouttes (par exemple des aéroconvecteurs à voute) est une solution intéressante notamment en haie fruitière. Les contraintes d'aménagement des vergers (filets paragrêle, filets *insect-proof*, etc.) ne permettent en général pas d'utiliser des appareils à panneaux récupérateurs. Enfin, il est à signaler que les vergers conduits en gobelets (majorité des fruits à noyaux) ou en grands arbres (fruits à coques) ne permettent pas pour l'instant d'améliorations significative sur le plan de la réduction de la dérive du fait de forte proportion de vide entre les arbres et la nécessité de pulvériser vers le haut.

Certaines cultures sont assimilées à de l'arboriculture comme c'est le cas pour la culture de la banane dans les DROM. Les moyens d'application les plus utilisés correspondent à des canons souvent pneumatiques traitant le dessus de la canopée depuis le bord de la parcelle (Rédaction de la revue SET, 2011). Ce moyen simple est cependant peu performant du fait de son principe balistique (distribution en cloche) et la forte sensibilité à la dérive. Les moyens alternatifs consistent à traiter depuis l'intérieur de la canopée mais ils génèrent dans ce cas des problèmes d'exposition des opérateurs. A ce jour, aucun moyen réputé performant n'est utilisé à notre connaissance en bananeraie.

4.1. Raisonner les quantités appliquées par l'évaluation des risques et l'adaptation des doses avant l'application

Le premier niveau pour la réduction des risques consiste à limiter les doses appliquées. Pour ce faire différents axes de recherche font appel aux technologies de l'agriculture de précision avec l'utilisation de capteurs en proxidétection ou en télédétection, de capteurs de végétation en 3D, de systèmes d'aide à la décision et d'actionneurs intelligents.

Détecter les maladies/pathogènes et leur sévérité est un enjeu important afin de définir les opportunités tactiques de traitement (traiter ou ne pas traiter) et stratégiques (comment traiter, protection préventive ou curative). Cela correspond à la première étape du processus. Historiquement, un domaine de recherche précurseur correspondait à la détection et à l'identification des adventices dans un objectif de traitement localisé en *patch spraying*. La recherche se poursuit dans ce domaine grâce à des systèmes de vision artificielle à base d'imagerie souvent multispectrale avec au moins une composante dans l'infrarouge proche (Gomez-Casero *et al.*, 2010). De par leur positionnement intermédiaire entre la télédétection aérienne et la proxidétection terrestre, la modularité et la souplesse d'utilisation des drones les rendent particulièrement pratiques pour la détection de mauvaises herbes ou de maladies (*weed or disease scouting)* (Campos *et al.*, 2020) et la production de cartes de préconisation.

La détection précoce de certaines maladies ou d'insectes est plus complexe car elle nécessite une résolution spatiale et spectrale plus élevée et reste généralement encore au stade de la recherche plus amont (Spring *et al.*, 2017). Une méthode innovante de détection précoce de maladies fongiques utilise le monitoring de spores de champignons pathogènes dans l'atmosphère (Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2020). Ce type de technique ainsi que celles basées sur la détection de composés volatils (phérormones, kairomones, etc.) sont amenées à se développer avec le développement du biocontrôle afin d'optimiser le processus en préservant l'usage des ressources.

La deuxième étape consiste à décider de l'opportunité d'application. L'application résulte de l'analyse bénéfice-risque souvent basée sur l'impact sur le rendement par les outils d'aide à la décision (*Decision Support System*) (Campos *et al.*, 2020). Au-delà de la simple décision, certains systèmes intègrent également des fonctions plus complexes permettant d'adapter et d'optimiser les réglages d'application (Roman *et al.*, 2020).

La troisième étape consiste à adapter la dose en fonction de la surface / volume de végétation / d'interception. Limiter les pertes atmosphériques nécessite une meilleure gestion de l'interception des bouillies par le végétal cible. Cette question est particulièrement critique en cultures 3D comme la vigne ou les arbres fruitiers pour lesquels la végétation est plus ou moins apte à intercepter la bouillie en fonction du stade végétatif et ce, d'autant plus qu'ils sont traités avec des appareils dotés d'une assistance d'air. La base de raisonnement consiste donc à exprimer la dose en fonction soit de la surface de végétation à traiter (LWA - *Leaf Wall Area* exprimé en m^2/ha) soit en fonction du volume de végétation (TRV - *Tree Row Volume* exprimé en m^3/ha) (Walklate et Cross, 2013; Silva *et al.*, 2016; Garcera *et al.*, 2020). Les avancées de la connaissance ont permis de faire évoluer les protocoles internationaux pour l'évaluation de l'efficacité biologique au champ (protocoles EPPO - *European and Mediterranean Plant Protection Organization*). Ainsi, les futures autorisations de mise sur le marché de produits pour fongicides vigne et cultures en murs fruitiers se font à partir de doses exprimées selon la surface de mur fruitier (LWA) et non plus selon la surface cadastrale (France) ou en concentration de la bouillie (Espagne, Italie). Cela entraîne comme conséquence que la dose devient variable selon le stade végétatif mais que tous les essais réalisés sur la même culture peuvent enfin être comparés sur une base identique. En revanche, cela suppose que le LWA maximal soit suffisamment représentatif des situations pratiques et que le LWA de début de saison permette une protection suffisante.

Limiter les volumes épandus contribue mécaniquement à la réduction globale des impacts. Les outils d'optimisation de la dose dans les cultures d'olive, d'agrumes (Garcera *et al.*, 2017), ou de vergers fruitiers ou de vigne (Gil *et al.*, 2019) sont souvent cités car ces cultures sont fortement consommatrices de produits. Avec le développement d'outils comme Dosaviña (Université Polytechnique de Barcelone) et Dosa3D (Université de Lleida), l'Espagne apparaît en pointe en Europe dans ce domaine. Le changement de paradigme du mode d'expression de la dose peut contribuer à des différences significatives de dose réellement appliquée sur le végétal (~30%) tout en conservant l'efficience de l'application (Roman *et al.*, 2020). Pour les grandes cultures, les seuls travaux reportés ici sont ceux cités en section 2.1.1 pour lesquels l'effet du volume de l'application sur l'interception par le feuillage avait été trouvé très faible dans le cadre de ces travaux.

Indicateur de progrès : Le mode d'expression des doses selon un indicateur de développement de la végétation apparait plus réaliste et permet des comparaisons d'efficacité dans des situations de densité de plantation différentes.

Verrous : Il n'existe pas de système d'expression des doses harmonisé en Europe pour les AMM mais il y a une convergence vers le LWA pour la vigne et mur fruitier pour les essais d'efficacité biologique. En revanche, ce modèle 2D est peu réaliste dans les vergers traditionnels où la prise en compte de l'épaisseur des arbres est nécessaire. Cette question ne se pose pas pour les grandes cultures.

Les seuils de nuisibilité entre plante cultivée et ravageurs/auxiliaires sont questionnés par ces réflexions sur les doses : si les doses s'expriment en fonction de la surface de végétation, les seuils de nuisibilité des ravageurs intègrent peu les questions de vigueur par exemple.

La pulvérisation, par son principe d'atomisation de liquide sous forme de gouttes, génère des pertes inévitables par dérive. En matière d'alternative à la pulvérisation pour le désherbage, des solutions existent et utilisent le principe de contact physique entre les plantes adventices avec le désherbant liquide notamment dans la situation ou les adventices sont plus hautes que la culture (Khusairy *et al.*, 2016; Moyo *et al.*, 2016). Une autre alternative réside dans le traitement de semences présenté plus loin mais qui génère d'autres types de contaminations.

4.2. Optimiser les applications avec des matériels adaptés

Le deuxième niveau pour la réduction des risques consiste à limiter les pertes lors de l'application. Les facteurs d'influence correspondent notamment à la taille des gouttes, la gestion de l'assistance d'air (*co-flow*), le confinement des sprays, la porosité de la végétation, la physico-chimie de la bouillie, etc.

L'atomisation consiste à transformer une nappe liquide en gouttelettes dans une buse grâce à un processus de fragmentation primaire d'une languette liquide vers des ligaments et d'une fragmentation secondaire des ligaments vers des gouttes. La rupture des ligaments en goutte se fait à des pas de temps différents conduisant à produire une distribution de tailles de gouttes dont les plus fines (diamètre 100 à 150 µm et inférieurs) sont particulièrement sensibles à la dérive (Chen *et al.*, 2020). Pour un atomiseur donné, le spectre de taille de goutte est également dépendant de la pression d'injection du liquide ; une augmentation de la pression génère un décalage de la distribution vers des gouttes plus fines. La taille des gouttes est un facteur connu impactant la dérive (Aubertot *et al.*, 2005) et intégré depuis 2006 dans la réglementation concernant la protection des zones sensibles (zones non traitées - ZNT et distances de sécurité) par l'arrêté du 12 septembre 2006, modifié le 7 mai 2017 puis modifié le 27 décembre 2019.

Certaines buses équipées d'un système de Venturi aspirent de l'air et le mélangent au liquide injecté ce qui anticipe la rupture des nappes et des ligaments conduisant à la production de gouttes plus grosses. On parle de buses à induction d'air dont la performance pour la limitation de la dérive est avérée (Kjaer *et al.*, 2014). Néanmoins, les études incluant différentes typologies de buses restent nécessaires car il y a un besoin de valider la pertinence des buses antidérive notamment en matière d'efficacité biologique. En effet, il est regrettable que les protocoles d'AMM des produits n'intègrent pas ces buses de manière systématique.

Cependant, outre la taille de goutte qui influence significativement la dérive lors du traitement des cultures basses, l'assistance d'air produite par les appareils pour cultures hautes joue un rôle important sur le risque de dérive. Utilisé pour transporter des gouttes vers et dans une végétation dense et haute, les risques sont augmentés lorsque l'air transportant les gouttes est dirigé vers le haut ou que la végétation cible a une porosité faible, notamment aux premiers stades de développement végétatif (Blanco *et al.*, 2019). La référence en matière de dérive pour l'arboriculture correspond à un aéroconvecteur équipé de buses produisant des fines gouttes. Les solutions technologiques existant pour réduire la dérive en arboriculture sont des appareils à flux d'air dirigé qui permettent un transport horizontal des gouttes produites par des buses à induction d'air vers la végétation. Pour la viticulture, la référence de dérive est un appareil pneumatique pour lequel l'atomisation est obtenue par rupture brutale d'un liquide dans un flux d'air puissant. Ces appareils pneumatiques pour la viticulture sont singuliers et peu d'études portent sur leur optimisation (Manhani *et al.*, 2013; Balsari *et al.*, 2019). Les solutions technologiques de réduction de la dérive au vignoble sont des matériels à rampe verticale, traitant les deux faces du rang de vigne en face par face avec des grosses gouttes produites par des buses à induction d'air. Ces rampes verticales peuvent être confinées (panneaux de confinement) voire elles peuvent intégrer un dispositif de recyclage de la bouillie non interceptée (panneaux récupérateurs) (Diaconu *et al.*, 2017).

Certains atomiseurs peuvent être équipés de dispositifs électrostatiques qui permettent de charger électriquement les gouttes en sortie d'atomiseur. Peu d'éléments concluants sont tirés sur l'amélioration des dépôts ou la réduction de la dérive (Appah *et al.*, 2019). Si la densité de dépôt augmente de 30% par exemple en culture d'agrumes (Magno *et al.*, 2011), la couverture globale n'augmente pas significativement ; confirmant que l'électrostatique ne joue essentiellement que sur de fines gouttelettes mais qui représentent une faible fraction du volume appliqué. Les dépôts sous les feuilles sont toutefois augmentés avec un réglage optimal de la vitesse d'avancement, du voltage (Maski et Durairaj, 2010) ce qui peut recouvrir un intérêt pour certaines maladies fongiques.

Les autres réglages d'influence sont le mouillage (volume/ha), la vitesse d'avancement et le confinement des sprays. Le mouillage (volume/ha) et la vitesse impactent directement la productivité de l'application et le volume/ha joue directement sur les quantités déposées avec un optimum selon l'indice foliaire et la structure de végétation (de Araujo *et al.*, 2016). Du fait d'une assistance d'air souvent trop importante, il peut arriver de manière contre-intuitive qu'une augmentation de la vitesse d'avancement conduise à augmenter les quantités déposées

(Holterman *et al.*, 2017). Ce phénomène est attribué à une meilleure atténuation de l'assistance d'air dans le feuillage. Toutefois, la quantification des dépôts n'est malheureusement pas systématique dans les études et l'efficacité biologique est évaluée avec peu de variables explicatives liées à l'application. Enfin, la réduction du volume/ha (par exemple par augmentation de la vitesse d'avancement) en situation de grosses gouttes (buses à induction d'air) peut s'avérer problématique en désherbage si le nombre d'impact est trop réduit (Lesnik *et al.*, 2012).

4.2.1. Le confinement

Les appareils confinés se développent en viticulture et, dans une moindre mesure, en arboriculture. Ces appareils se caractérisent par une meilleure performance de dépôt et la limitation de la dérive (Diaconu *et al.*, 2017). Leur utilisation au vignoble, outre leur coût, est dépendante des conditions de terrain (taille des tournières, absence de pierres). L'utilisation de pulvérisateurs à panneaux récupérateurs en arboriculture est limitée par la présence de filet paragrêle ou filets *insect-proof* qui empêchent d'enjamber les rangs. L'utilisation de systèmes confinés avec appareil à rampe est possible en désherbage inter-rang (un déflecteur par buse) ou pour le désherbage et/ou l'épamprage chimique de la vigne.

4.2.2. Le cas particulier des drones de pulvérisation : thématique émergente en Europe

Les drones de pulvérisation (*Unmanned Aerial Spraying Systems* - UASS) correspondent, en Europe, à un traitement aérien et sont soumis à dérogation d'interdiction. Beaucoup d'études au niveau international (Asie, Etats-Unis) mettent en exergue la prédominance du triptyque taille de goutte – hauteur de vol – vitesse de vol pour l'optimisation des applications par drones (Wang *et al.*, 2018; Wang *et al.*, 2019a; Chen *et al.*, 2020). Si de nombreuses études concernent la culture du riz en Asie sur des surfaces planes ou en terrasse, l'utilisation de drones de pulvérisation en cultures pérennes pose des problèmes de qualité d'application (répartition des dépôts hétérogènes - gradients de dépôts) en culture 3D (Brown et Giles, 2018). L'impact positif sur la réduction des doses et/ou la réduction de la dérive reste à conforter. Ainsi, la dérive de pulvérisation par drones est étudiée à travers la modélisation CFD (*Computational Fluid Dynamics*) ou en soufflerie notamment en ce qui concerne la gestion des gouttes dans le flux d'air issu des rotors (*air downwash*) (Wang *et al.*, 2021).

Enfin, la réglementation française a permis de déroger au principe d'interdiction des traitements aériens dans le cas spécifique des fortes pentes pour tenter de répondre notamment à une accidentologie importante. Pour l'instant, peu d'études sont réalisées dans cette situation (Sarri *et al.*, 2019).

4.2.3. L'optimisation du processus passe également par l'adaptation des doses *in situ* et/ou en temps réel par différentes techniques

Une première technique consiste à adapter les doses au moyen d'un actionneur jouant sur le débit de produit délivré à l'échelle locale (*Variable Rate Application* – VRA). Pour ce faire, des porte buses multiples permettent d'actionner jusqu'à quatre buses simultanément et ce à pression constante (Zhu *et al.*, 2017; Berk *et al.*, 2019; Fessler *et al.*, 2020). Une autre solution consiste à utiliser des électrovannes individualisées pour chaque buse dont la durée d'ouverture peut être modulable (*Pulse Width Modulation* – PWM) (Franca *et al.*, 2020; Salcedo *et al.*, 2020). Ce dispositif permet de générer une gamme de débit quasi infinie à pression constante. Une troisième solution consiste à utiliser un Lidar (*Light Detection and Ranging*) afin de scanner la végétation et d'adapter en temps réel la dose appliquée (*Lidar aided VRA*) (Zhu *et al.*, 2017). Une quatrième technique consiste à n'appliquer le produit que là où cela s'avère nécessaire en gérant les buses de manière individuelle et indépendante (*Real Time Spot Spraying*) (Womac *et al.*, 2016). Par exemple, dans le cas de pommiers, l'utilisation de volumes/ha réduits (232 l/ha *vs* 1 950 l/ha) ont permis de satisfaire le niveau d'exigence en termes de couverture minimale avec plus de 87% de réduction des pertes au sol (Fessler *et al.*, 2020).

4.2.4. Le cas du traitement de semences

Le traitement de semences est un cas particulier car les risques environnementaux proviennent surtout de la détérioration physique de l'enrobage des semences qui peut être dispersé par les semoirs pneumatiques à dépression. Les graines de maïs ou de betteraves notamment sont semées à une période de floraison qui génère un risque particulier pour les populations d'abeilles. La sensibilité à la brisure des enrobages est quantifiée par le critère de Heubach (Nuyttens *et al.*, 2013; Foque *et al.*, 2017b), critère discuté par Foqué *et al.* (2017b) qui proposent des méthodes alternatives. Un des défis à relever porte sur la caractérisation de la distribution granulométrique des particules émises qui, contrairement aux gouttelettes de pulvérisation, ne sont pas sphériques. Foque *et al.* (2017b), comparant trois méthodes expérimentales d'abrasion appliquées à différentes semences, trouvent des distributions granulométriques différentes selon les semences, ce qui a un impact sur leur potentiel de dérive. Dans un second article, Foqué *et al*. (2017a) ont mis en évidence que la densité et la concentration en matière active des poussières était fonction de la taille des poussières.

Depuis l'arrêté du 13 avril 2010, les semoirs pneumatiques sont obligatoirement équipés de déflecteurs en France. Dans leur revue sur la dispersion de poussières issues de traitements de semences, Nuyttens *et al.* (2013) ont identifié plusieurs leviers pour limiter cette dispersion : l'amélioration de la semence elle-même (adhésion, dose appliquée), ou l'adoption des déflecteurs. Cependant, si ces déflecteurs semblent s'avérer efficaces à réduire les concentrations dans l'air, les dépôts en aval de la parcelle traitée ou les émissions elles-mêmes, on peut noter toutefois une efficacité moindre sur les particules micrométriques et un problème à l'usage de ces déflecteurs en lien avec l'érosion éolienne du sol générée ; gênante en conditions sèches et limitant l'utilisation de ces systèmes par les agriculteurs. L'utilisation de filtre d'eau est également discutée. Des systèmes ont aussi été proposés par Pochi *et al.* (2015) qui, indiquant que les déflecteurs n'étaient pas forcément assez efficaces, suggèrent un autre système composé d'un filtre à pollen et d'un filtre électrostatique surtout pour les particules de diamètres supérieures à 5 µm (Manzone *et al.*, 2017). Enfin, Foqué *et al.* (2017b) identifient une détérioration de l'enrobage dès le remplissage du sac de semences et lors de sa manutention ultérieure, préconisant alors de réaliser toutes ces étapes avec précaution.

4.2.5. Le cas du traitement des sols

Le corpus bibliographique ne comporte pas d'information pertinente sur la comparaison entre fumigation et volatilisation alors que le caractère hautement volatil des produits utilisés (fumigants) semble particulièrement sensible. Il est probable que la fumigation des sols soit délaissée dans de nombreux pays, comme en France, du fait de la toxicité du métam sodium par exemple et qui a conduit à son interdiction en 2019. La désinfection des sols est alors essentiellement assurée par des traitements à la vapeur. En alternative à la fumigation thermique ou chimique, l'effet de feuilles de moutarde hachées a été démontré sur le champignon pathogène *Verticillium dahliae* Kleb (Debaeke *et al.*, 2017).

4.2.6. L'influence des formulations et adjuvants dans le processus de dérive

Pour mémoire, leurs rôles sur les autres processus de dissipation et notamment la volatilisation ont été présentés en section 3. En effet, outre leur rôle dans la réduction de la dérive, les adjuvants ou les co-formulants ont d'autres fonctions : fonctions mouillantes, d'étalement, d'adhésion, de rétention et de résistance au lessivage notamment sur des feuilles de végétaux réputées hydrophobes (Xu *et al.*, 2011 ; Zheng *et al.*, 2018; Appah *et al.*, 2020).

Le mouillage, la typologie des gouttes et le type d'application (par exemple présence/absence d'assistance d'air) vont conditionner la densité des impacts obtenus sur les cibles. Les exigences varient selon le type de produit (herbicide, fongicide, insecticide) mais également selon la formulation (suspension concentrée, émulsion huileuse, poudre, etc.) et le mode d'action (produit de contact, systémique ou à systémie partielle) ce qui limite la diffusion de règles génériques.

Sauf cas particulier, la quantité de produit incorporée à la bouillie est faible et semble jouer un rôle marginal dans les modifications physico-chimiques de la bouillie pulvérisée. En matière de formulation, seuls certains sels ont tendance à entraîner la production de taille de gouttes plus petites. Ainsi, beaucoup d'adjuvants ont été testés afin de limiter la dérive d'herbicides (glyphosate, 2,4-D et dicamba) (Costa *et al.*, 2014).

Hilz et Vermeer (2013) détaillent les différents paramètres physico-chimiques qui influent sur la granulométrie des sprays et leur dérive mesurée en soufflerie et, notamment, la viscosité et la tension superficielle. Le rôle des adjuvants ou de co-formulants est discuté pour les différentes formulations de produits.

Ainsi, en termes d'indicateur de progrès, si la physico-chimie peut aider et certains adjuvants ont été labellisés pour la limitation de la dérive, la gamme des situations est importante. Par ailleurs, en termes de verrou, la grande variabilité de situations (couples produit-adjuvant) rend difficile les tests systématiques de l'efficacité des adjuvants. Enfin, il semble que l'effet physico-chimique des adjuvants reste souvent limité par rapport à une buse antidérive.

Indicateurs de progrès : l'efficience de la pulvérisation est évaluée à travers (i) le dépôt quantitatif global qui varie de 40 à 60% en arboriculture et en viticulture pour atteindre 90% en cultures basses, et (ii) le dépôt qualitatif (densité d'impacts). Ces deux paramètres correspondent à des variables explicatives de l'efficacité biologique de l'application. En général, les dépôts sont égaux ou améliorés par les buses à limitation de dérive, ce qui milite pour leur double performance en termes de réduction des doses potentielles et de réduction d'impact. Selon le mode d'action du produit, un mouillage minimal est en revanche nécessaire afin de garantir un taux de couverture efficace (produits de contacts notamment). Dans le cas d'herbicides, l'utilisation de buses anti-dérive à de faibles volumes/ha est déconseillée.

Verrou : la relation entre les dépôts physiques et l'efficacité biologique est très peu étudiée et reste à conforter selon le mode d'action du produit. L'amélioration de l'efficience de dépôt offre cependant des perspectives de réduction des doses et il y a un besoin de systématiser les essais d'efficacité biologique avec buses anti-dérive et éventuellement d'adapter le dosage en conditions de traitement dans les ZNT.

4.3. Mesure de la dérive et émergence du monitoring temps réel

Si la mesure de la dérive sédimentaire (*sedimentation drift*) était justifiée par le passé par le besoin d'évaluer les risques pour les zones aquatiques et/ou les plantes et les cultures non cibles, un nombre croissant d'études récentes comporte une évaluation de la dérive dite aérienne (*airborne drift*), correspondant à l'interception atmosphérique des gouttelettes au moment de l'application par des capteurs passifs (Gil et Sinfort, 2005). Cette dérive aérienne participe à la contamination de l'air et donc également à l'exposition des riverains ou des travailleurs par contact cutané et peut s'accompagner de capteurs actifs pour évaluer la fraction inhalée de particules (Blanco *et al.*, 2019; Kasner *et al.*, 2020).

En général, la mesure *in situ* selon la norme ISO 22866 (ISO, 2005) reste la voie principale d'évaluation de solutions techniques (buses, air, réglages, produits) mais la comparaison entre essais réalisés dans des contextes climatiques et de végétation différents est de fait assez limitée. Les applications sont généralement réalisées avec ou sans PPP, en utilisant un traceur soluble dans l'eau ou l'huile (Bueno *et al.*, 2017). D'autres études utilisent le dosage du produit appliqué ou un dosage d'ADN (SPED) dans le cas d'application d'organismes vivants (Mora *et al.*, 2016). En matière de dérive sédimentaire, la courbe log-log des concentrations en fonction de la distance correspond généralement à une droite. Selon la méthode d'échantillonnage, la dérive aérienne se matérialise par un profil vertical d'interception dont la courbe a une allure dépendant de la distance.

La mesure de la dérive au champ selon la norme ISO 22866 (ISO, 2005) est relativement contraignante du point de vue de l'orientation du vent par rapport à l'axe de traitement. Des solutions simplifiées sont alors recherchées pour l'évaluation plus systématique d'appareils en utilisant des indicateurs de dérive potentielle avec un banc utilisé en condition de vent nul et qui a conduit à une norme ISO22401, 2017 (Nuyttens *et al.*, 2017) ou en soufflerie avec la norme ISO 22856, 2008 (Al Heidary *et al.*, 2014; Alves *et al.*, 2018).

Pour la dérive sédimentaire ou aérienne, la grandeur mesurée correspond à un dépôt liquide en dehors du champ traité et situé sous le vent et au moment de l'application. Les distances d'échantillonnage varient suivant les situations entre 1 à 20 mètres en sédimentaire (collecte au niveau du sol) et autour de 5 ou 10 mètres en dérive aérienne (collecte verticale dans l'air jusqu'à des hauteurs de 6 à 12 mètres) (Kira *et al.*, 2018). En traitement aériens, les distances de collecte peuvent atteindre plusieurs centaines de mètres (Thistle *et al.*, 2012). Cependant, la mesure de la dérive au champ résulte d'un processus analytique long et fastidieux (nécessité de dosage d'un traceur fluorescent) pour lequel aucune rétroaction en temps réel n'est possible.

4.3.1. La mesure *in situ* de la dérive

Quantifier les quantités de produit transportées dans l'atmosphère ou déposées au sol reste un enjeu majeur pour l'amélioration des pratiques. Cependant, les techniques analytiques avec traceur ne sont pas compatibles avec une mesure en temps réel et la mise en œuvre de rétroactions éventuelles sur la machine. Ainsi, un certain nombre d'études visent à développer des mesures de dérive en temps réel. L'utilisation d'un Lidar atmosphérique (Gregorio *et al.*, 2016) permet l'évaluation des concentrations dans l'air à partir d'une densité de particules et du suivi en temps réel du déplacement vers les zones de dépôt. Cette technique reste cependant lourde à mettre en œuvre et nécessite une calibration entre la densité de gouttes dans l'atmosphère et les quantités interceptées sur des collecteurs passifs.

Un objectif analogue de suivi en temps réel est étudié par technique de Spectrométrie à Transformée de Fourier OP FTIR (*Open Path Fourier Transform Infrared Spectrometry*) (Kira *et al.*, 2018) sur des particules d'eau pulvérisée. D'autres études utilisent des capteurs actifs de particules dans l'atmosphère (ex. préleveur Dylos) pour quantifier le risque pour les travailleurs dans des parcelles adjacentes (Blanco *et al.*, 2019).

Santos *et al.* (2014) ont travaillé sur un monitoring indirect de la dérive sur la base d'un réseau de capteurs sans fils connectés mesurant les conditions climatiques et de vent. Sur la base de simulations numériques, la vitesse et la direction du vent induisent une correction de la trajectoire de l'aéronef afin de limiter les risques de contamination de l'environnement.

Une voie d'évaluation de la dérive reste l'utilisation de souffleries basse vitesse dans lesquelles le dépôt sédimentaire ou aérien est mesuré en conditions artificielles mais répétables pour différentes configurations de buses, de produits et/ou d'adjuvants (Alves *et al.*, 2018; Vieira *et al.*, 2020).

En termes d'indicateur de progrès, nous pouvons relever que la mesure de la dérive aérienne est complémentaire de celle de la dérive sédimentaire et représente mieux la fraction en transport aérien qui va impacter les insectes en vol, les riverains ou les zones plus lointaines. Certaines techniques de mesure en temps réel sont prometteuses pour une mesure plus rapide, plus systématique et permettant à terme d'intégrer une rétroaction potentielle sur les pulvérisateurs.

Les études en soufflerie sur les buses sont relativement faciles à réaliser. Les souffleries permettent d'isoler la contribution des buses à la dérive et d'identifier les effets des autres facteurs (réglages, adjuvants, etc.). La fonction de transfert entre dérive de la buse et dérive globale de l'appareil est alors à affiner. En cultures basses, cette fonction de transfert est proche de l'unité (la dérive de l'appareil complet est très proche de celle des buses) alors qu'elle plus indirecte en viticulture et en arboriculture du fait de l'importance de l'assistance d'air dans la dérive produite dans ces secteurs.

Verrous : la correspondance entre ces deux méthodes reste à consolider et à raccorder à l'exposition des riverains et des écosystèmes environnants.

4.3.2. La mesure indirecte de la dérive par simulation de la dérive (impact de la dose sur cultures sensibles non cibles)

Plutôt que de mesurer la dérive à partir du vent naturel avec toutes les contraintes que cela génère, certaines études sont basées sur une simulation de la dérive par application directe de désherbant sur les plantes et cultures

non cibles, *via* une évaluation directe de la phytotoxicité (Vieira *et al.*, 2019). Cet indicateur de phytotoxicité a été également mis en œuvre pour évaluer la volatilité du composé au champ (voir section 4.1) et notamment l'effet de la formulation ou d'adjuvant pour limiter ce transfert.

Ainsi, en termes d'indicateur de progrès, il y a une simplification de la méthodologie mais l'étape d'évaluation reste chronophage. Par ailleurs, en termes de verrou, cette méthode concerne essentiellement la dérive sédimentaire.

4.4. Conditions météorologiques

Si les modèles épidémiologiques se basent en partie sur les données météorologiques (Burlakoti *et al.*, 2014), beaucoup de références font état de l'influence directe des conditions atmosphériques sur les dépôts à travers l'efficacité biologique (Augusto *et al.*, 2010; Nansen *et al.*, 2011; Cieslik *et al.*, 2013; Cieslik *et al.*, 2017; Ouse *et al.*, 2018; Bock *et al.*, 2020; Oseland *et al.*, 2020).

Les conditions météorologiques sont par ailleurs un facteur essentiel du risque de transfert par dérive ou suite à la volatilisation (Butler Ellis *et al.*, 2010) mais génèrent également une certaine dilution atmosphérique (Zivan *et al.*, 2017). Peu d'études, si ce n'est en pulvérisation aérienne (incluant les drones), ont considéré la stabilité atmosphérique (Thistle *et al.*, 2012; Faical *et al.*, 2014) comme élément à considérer pour l'optimisation des applications et la limitation des risques.

Outre la dérive, le lessivage des feuilles est une voie d'entrée potentielle dans le compartiment sol lorsqu'une pluie survient peu de temps après une application. Aubertot *et al.* (2005) rapportent qu'une pluie de 2 à 5 mm une heure après le traitement suffit à lessiver 50% du dépôt initial de PPP et il est généralement considéré, dans les bonnes pratiques agricoles, qu'une pluviométrie de plus de 20 mm dans les deux heures après application rend cette application caduque. Ces mêmes auteurs considèrent que la période la plus critique pour les pertes par lessivage survient dans les deux premiers jours après l'application du PPP. L'intensité de l'évènement pluvieux joue également un rôle dans ce lessivage quoique moins marqué que la quantité de pluie (Aubertot *et al.*, 2005). En climat tropical, la fréquence et l'intensité des pluies tout au long de l'année pour certaines régions présentent de ce fait un risque majeur pour le lessivage de la plupart des cultures (Daam et Van den Brink, 2010; Gentil *et al.*, 2020). L'intensification d'usage de produits de contact en agriculture biologique ou biocontrôle renforce le besoin de mieux caractériser la sensibilité des produits au lessivage. Il existe un réel besoin de quantifier la résistance au lessivage avec une procédure normalisée afin d'optimiser les conditions d'applications selon les fenêtres météorologiques.

La température et l'humidité de l'air sont finalement assez peu considérées alors que leur importance pour la dérive est connue (Nuyttens *et al.*, 2007). Le développement d'études sur les drones de pulvérisation redonne un regain d'intérêt pour le rôle des conditions atmosphériques sur l'optimisation des conditions d'application (Wang *et al.*, 2018).

En termes d'**indicateur de progrès**, on peut noter que si l'influence des facteurs vitesse et direction du vent est connue, seule la vitesse (maximale) est règlementée en France et dans la majorité des pays européens.

En termes de **verrou**, de manière contre-intuitive, la vitesse du vent n'est pas une variable explicative principale de la dérive. La mesure du vent a néanmoins une réelle signification pour la dérive (et les risques encourus) mais reste difficile notamment en termes d'échantillonnage au champ et de traitement des données recueillies. Ainsi les vitesses et directions du vent sont enregistrées lors d'essais de dérive mais l'échantillonnage est perfectible (fréquence, hauteurs…) et le résultat se résume bien souvent à une moyenne peu éclairante compte tenu de la forte variabilité de la vitesse et de la direction.

Il convient alors de mieux appréhender le risque de lessivage par une meilleure intégration de ce risque notamment par le développement des outils d'aide à la décision (OAD).

4.5. Conclusion

La phase d'application détermine les impacts des PPP sur l'environnement, à travers la dose appliquée et la manière dont cette dose est répartie. Si les grandeurs d'influence sont connues individuellement (paramètres liés à l'atomisation et au flux d'air, facteurs physico-chimiques et facteurs climatiques), la mesure au champ des différentes pertes, dont la dérive, reste le seul moyen d'évaluation global des transferts notamment sous l'effet du transport atmosphérique. Les résultats intègrent également la variabilité des conditions atmosphériques et technologiques ce qui rend cependant difficile les comparaisons issues de situations différentes.

Dans la perspective de réduire les impacts environnementaux de l'application de PPP, les indicateurs de progrès et les verrous suivants ont été identifiés dans les différentes sections :

- Le mode d'expression des doses par surface cadastrale limite les possibilités réglementaires de réduction des doses en cultures pérennes. La prise en compte de la surface du mur fruitier (LWA) dans les dossiers d'AMM est une première étape.
- Le niveau de connaissance général de la relation entre dose reçue (dépôts physiques) et l'efficacité biologique reste très superficiel notamment du fait d'une grande variabilité des résultats, du mode d'action des produits et des aléas climatiques.
- Le rôle et le bénéfice des adjuvants extemporanés vis-à-vis de la dérive sont difficilement généralisables en raison de la grande diversité des situations de formulation de produits.
- La prise en compte des conditions atmosphériques dans le risque de dérive souffre d'approximations dans la quantification et l'échantillonnage de la force et la direction du vent.

Si la mesure de la dérive au champ reste incontournable, les relations entre dérive sédimentaire et dérive aérienne restent à consolider. La modélisation peut probablement y aider mais les modèles actuels sont souvent limités à la phase de transport et/ou de dépôt et ne concernent que rarement la phase d'émission.

4.6. Gérer les fonds de cuve (biobac, phytobac)

Dans une exploitation agricole, prendre toutes les précautions recommandées lors du remplissage et du lavage de cuve ne peut pas éliminer totalement les risques de contamination des eaux de surface et souterraines par les PPP. Les « biobeds » peuvent être une réponse efficace au problème de pollution puisqu'ils permettent de réduire significativement les contaminations provenant du lavage du matériel de traitement phytopharmaceutique mais aussi de gérer les fonds de cuve. Les « biodeds » ont été inventés en Suède au début des années 1990. Simple et peu onéreux, ce système a été importé dans de nombreux pays en subissant plus ou moins d'adaptations, prenant dès lors des noms différents (comme Phytobac® ou biobac en France) même si le principe de fonctionnement reste le même (Castillo *et al.*, 2008) (Figure 5-7).

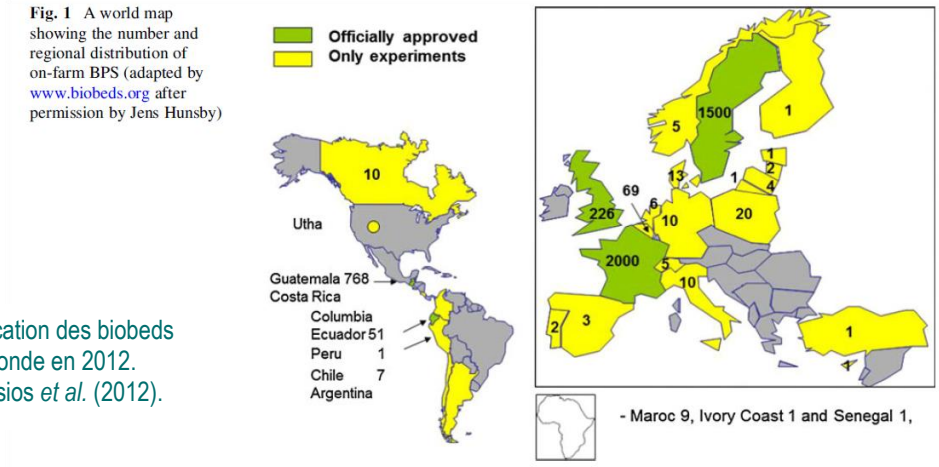


Fig. 1 A world map showing the number and regional distribution of on-farm BPS (adapted by www.biobeds.org after permission by Jens Hunsby)

Figure 5-7. Application des biobeds à travers le monde en 2012. Source : Karanasios *et al.* (2012).

Le biobed se compose d'une fosse remplie d'un substrat capable de retenir les PPP contenus dans l'effluent phytopharmaceutique que l'on y a versé et de décomposer ces substances grâce au pouvoir de dégradation enzymatique des micro-organismes présents dans ce substrat et particulièrement celui des champignons (Rodriguez-Rodriguez *et al.*, 2013; Adak *et al.*, 2020). Les biobeds, concept simple, présentent des mécanismes complexes combinant une stimulation de l'activité métabolique et des processus de sorption (Karanasios *et al.*, 2012). La biodégradation peut suivre des voies métaboliques directes ou de co-métabolisme, par les enzymes extracellulaires émises par les organismes (bactéries et champignons). A titre d'exemple, les enzymes les plus citées sont les phénoloxidases produites par des champignons. La biodégradation peut être d'autant plus rapide que le biobed est composé de matériaux comme du sol, déjà exposés aux PPP. En effet, les matériaux organiques qui composent le biobed ont un rôle dans les processus de sorption, qui peuvent réduire la biodisponibilité des PPP et ainsi limiter les processus de biodégradation. Karanasios *et al*. (2012) rapportent que la dégradation dépend de la nature chimique des PPP : la terbuthylazine, molécule peu lipophile est mieux dégradée que le chlorpyrifos, plus lipophile et plus sorbé sur les matériaux. Une corrélation positive a été citée entre la teneur en carbone organique et la sorption pour les molécules lipophiles. L'inconvénient peut être une plus forte propension à la lixiviation des molécules sorbées, si le processus est réversible. La présence d'adjuvant a été aussi notée comme pouvant limiter les processus de dissipation dans les biobeds (par ex. pour le métalaxyl). Deux types de biobeds existent : les biobeds drainés et les biobeds clos. Lorsqu'ils sont drainants, une couche d'argile retarde la lixiviation (Castillo *et al.*, 2008) ; cette couche d'argile peut être complétée par une couche de biochar pour permettre la sorption des PPP non biodégradés (Adak *et al.*, 2020). Afin de retenir au maximum les PPP épandus tout en les laissant biodisponibles et de créer des conditions optimales de leur dégradation par les micro-organismes (Calvet *et al.*, 2005), un mélange à base de 50% de paille, 25% de tourbe et 25% de terre agricole était à l'origine utilisé dans les biobeds. La paille apporte un substrat riche en lignine essentiel au développement des micro-organismes, et la tourbe a un rôle important dans la rétention des PPP sur le substrat ainsi que dans la régulation des moisissures (Basford *et al.*, 2004). La paille et la tourbe ont été remplacées par des matières locales en fonction des pays ou territoires où les biobeds ont été adaptés. On note par exemple les utilisations de bagasse de canne à sucre (de Roffignac *et al.*, 2008), de paille de riz (Adak *et al.*, 2020), de composts de jardin et de sarment de vigne (Vischetti *et al.*, 2020), de vermicomposte de l'agro-industrie de l'olive (Delgado-Moreno *et al.*, 2019) ou encore des biochars de paille de blé associés à de la bagasse de canne à sucre (Kumari et Singh, 2020). Ce dernier substrat, appelé biomix, permet de retenir les PPP et de les dégrader plus rapidement que dans le sol seul (Castillo *et al.*, 2008). Le choix de la terre agricole contenue dans le biomix a peu d'impact sur l'efficacité du biobed, ainsi l'utilisation de terres locales est possible (Fogg et Boxall, 2004). L'avantage de l'incorporation de sol local de l'exploitation agricole comme matériau est d'apporter une source de micro-organismes acclimatés aux expositions de PPP. Les inoculations artificielles, soit de bactéries, soit de champignons, n'ont pas abouti à des améliorations de la dégradation des PPP, dû principalement à la compétition inter organismes (Karanasios *et al.*, 2012). De nombreuses études ayant permis d'éprouver le système de biodégradation des PPP, la liste des substances étudiées est longue. Citons, pour exemple, une expérimentation menée en Guadeloupe où une dégradation à 90% de trois PPP (glyphosate, malathion et lambda-cyhalothrine) après six mois dans un biomix à base de bagasse de canne à sucre a été obtenue. Seul l'AMPA, produit de transformation du glyphosate, est resté en plus grande quantité dans le biobed (de Roffignac *et al.*, 2008). Le temps nécessaire de maturation du substrat du biobed s'échelonne entre un et huit mois, avec une efficacité contrastée selon les molécules. La mixture est ensuite réappliquée sur les parcelles, sans que des études aient approfondi les impacts sur la diversité et les fonctions des micro-organismes du sol. En définitif, deux paramètres semblent importants à considérer pour le bon fonctionnement de ces biobeds : (i) la composition du biomix qui doit être pré-compostée et validée localement en fonction des matériaux utilisés et des PPP à dégrader et (ii) la gestion de l'humidité du biomix qui doit favoriser l'activité microbienne (Castillo *et al.*, 2008; Karanasios *et al.*, 2012). A noter cependant que des pertes par volatilisation peuvent avoir lieu, ainsi que noté par Cordova-Mendez *et al.* (2021) qui concluent, même si leur système expérimental n'était pas complètement adapté à l'étude de la volatilisation, que ces pertes par volatilisation doivent être estimées.

5. Aménagements paysagers

En complément des actions de limitation des transferts de PPP au sein des parcelles agricoles, certains aménagements ou éléments paysagers naturels peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation des transferts entre les parcelles traitées et les milieux non cibles récepteurs (aquatiques ou autres) (bandes enherbées, haie, fossé végétalisé, zone tampon humide artificielle, http://zonestampons.onema.fr/). Leur choix et leur efficacité sont très dépendants des principaux processus d'entraînement des substances depuis les parcelles traitées (transferts hydriques, aériens), de leurs caractéristiques intrinsèques, de leur localisation dans le bassin versant et des caractéristiques physico-chimiques des molécules. Bien que la plupart des études se focalisent sur le rôle d'atténuation des transferts de surface, certaines fournissent quelques résultats sur le devenir des PPP dans le sol et dans les nappes sous-jacentes, tandis que d'autres portent sur les transferts aériens. Concernant les transferts hydriques, durant la période 2008-2018, le groupe technique Zone Tampon, piloté conjointement par l'OFB (ex ONEMA) et INRAE (ex-Irstea), a regroupé des spécialistes des différents types de zones tampons et a ainsi produit plusieurs guides techniques, synthétisant les résultats de la recherche, distinguant les zones tampons sèches agissant comme un filtre d'infiltration des eaux (par exemple les bandes enherbées, haies), des zones tampons humides stockant temporairement de l'eau (lagunes, zones tampons humides artificielles). Ces documents constituent une ressource pour les acteurs opérationnels dans la mise en œuvre des zones tampons, incluant un arbre de décision conduisant à la zone tampon optimale pour chaque contexte hydrologique, des indications méthodologiques dont des diagnostics (rivulaire, hydrologique) à mettre en œuvre avant chaque projet de restaurations. Dans la suite, nous proposons d'analyser l'intérêt des différentes infrastructures paysagères à atténuer les transferts de PPP selon les trois voies majeures de transfert en jeu dans la contamination par ces produits, à savoir les écoulements diffus (par exemple ruissellement), les écoulements canalisés (par exemple drainage agricole) et le transport aérien. Seront abordés successivement l'état des connaissances relatives aux processus et facteurs clés de leur efficacité à l'échelle locale puis à l'échelle paysagère, selon leur position et organisation spatiale au sein des bassins versants. A l'échelle locale, ces dispositifs seront abordés sous l'angle des voies de transfert principales que l'on cherche à limiter.

5.1. Préambule : contexte et cadre réglementaire des Zone Tampon (ZT) et Zone Non Traitée (ZNT)

Les bandes enherbées sont apparues dans la législation française en 1992 dans le cadre des mesures agri-environnementales qui étaient alors des dispositifs végétalisés utilisés de manière ponctuelle et volontaire. Leur généralisation (5 m minimum de bande végétalisée non traitée et permanente) en bordure des cours d'eau a été encouragée à partir de 2005 par la politique agricole commune dans le cadre des Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE) pour la conditionnalité des aides financières européennes pour les cultures subventionnées. L'objectif principal était de limiter l'érosion des sols et la dérive de pulvérisation et, secondairement, de limiter les transferts de PPP par ruissellement et favoriser la biodiversité. La liste des cours d'eau concernés, dits BCAE, a évolué au cours du temps et la mise à jour de 2021 est accessible *via* le lien : https://www.geoportail.gouv.fr/donnees/cours-eau-bcae-2021. A partir de 2009, ces dispositifs sont devenus obligatoires en France le long des cours d'eau BCAE, y compris pour les surfaces non subventionnées par la PAC, et pour les cultures pérennes.

En parallèle, les programmes Zones Vulnérables Nitrates ont aussi contribué à la mise en place de zones tampons enherbées le long des cours d'eau concernés avec des largeurs pouvant dépasser 5 m. De plus, la mise en œuvre des trames verte et bleue, mesures du plan Ecophyto 2018, vient renforcer ces mesures réglementaires en ayant pour objectif la création d'une continuité territoriale des milieux.

Notons également que Le dispositif de Paiement pour Services Environnementaux accorde une importance particulière aux structures paysagères (haies, bocages…), et encourage leur création et leur gestion durable avec le Label Haie qui légitime une rémunération supplémentaire à celle de la PAC. Par ailleurs, le plan de relance

économique a inscrit en 2020 une mesure concernant la haie avec l'objectif de parvenir à la plantation de 7 000 km de haies et d'alignements d'arbres intraparcellaires sur la période 2021-2022. L'objectif principal est d'aider les agriculteurs qui souhaitent favoriser la biodiversité autour et à l'intérieur de leurs cultures en reconstituant les haies bocagères qui les entourent et en implantant des alignements d'arbres (agroforesterie intraparcellaire). Toutefois, il semblerait essentiel de favoriser également la multifonctionnalité de ces dispositifs et notamment leur capacité conjointe à limiter les transferts par érosion et ruissellement.

Une réglementation a également vu le jour en septembre 2006 visant à instaurer des ZNT en bordure de points d'eau (Arrêté du 12 septembre 2006), essentiellement pour limiter les dépôts directs et par dérive de pulvérisation. Cette ZNT peut être une zone de culture, de bande enherbée, ou autre occupation du sol, ne recevant aucun traitement. Une ZNT minimale de 5 m doit être respectée, cette largeur variant selon les substances en fonction des consignes figurant sur l'étiquette suite à l'AMM. Quatre classes de ZNT ont ainsi été définies selon le PPP : 5, 20, 50 et 100 m et plus. En l'absence de mention sur le produit, la ZNT par défaut est de 5 m. Une ZNT peut être réduite de 20 à 5 m quand les trois conditions suivantes sont remplies simultanément :

- Présence d'un dispositif végétalisé d'au moins 5 m de large et avec une végétation au moins de la hauteur de la culture.
- Utilisation de moyens reconnus divisant par trois le risque pour les milieux aquatiques (buses antidérive)
- Enregistrement de toutes les applications effectuées sur la parcelle.

L'arrêté de 2006 a été modifié par celui de 2017 qui a introduit un nouveau mode de définition des cours d'eau et points d'eau concernés. Le projet initial était de rendre compte à la fois des cours d'eau définis à l'article L. 215-7-1 du code de l'environnement et des éléments du réseau hydrographique figurant sur les cartes au 1/25 000^{e} de l'Institut Géographique National (IGN), avec possibilité de corriger et compléter selon les situations réelles de terrain au sein de chaque département. Toutefois, les points d'eau à protéger devant être *in fine* établis par arrêté préfectoral, des définitions variables de points d'eau ont été retenues selon les départements conduisant à une application hétérogène de l'arrêté de 2017 avec, notamment, une réduction parfois forte du réseau hydrographique protégé par des ZNT. En particulier, des cours d'eau non pérennes ont pu être écartés.

Par ailleurs, les fossés agricoles, considérés comme artificiels, ne sont pas explicitement visés par l'arrêté de 2017 (hormis ceux qui figurent sur la carte IGN). Or, ces dispositifs peuvent fortement contribuer à transférer des PPP vers les cours d'eau. D'ailleurs, certains départements les ont ajoutés aux points d'eau considérés mais avec une ZNT limitée la plupart du temps à 1 m.

En 2018, une mission d'expertise au Conseil général de l'alimentation, de l'agriculture et des espaces ruraux (CGAAER) et au Conseil général de l'environnement et du développement durable (CGEDD) a permis d'identifier des pistes à privilégier pour que les deux référentiels (carte IGN et Lois sur l'eau) soient pris en compte conjointement pour l'établissement des points d'eau à protéger par des ZNT. Elle a aussi suggéré de considérer l'interdiction d'épandre à moins de 1 m des éléments non identifiés sur les cartographies, en bord de champs ou de route, qui ont un écoulement même intermittent, en priorité dans les bassins versants présentant des résultats d'analyse d'eau défavorables (Cinotti et Dufour, 2019). Un projet nommé « BD TOPAGE® » vise à produire un référentiel hydrographique commun conforme géométriquement au RGE® de l'IGN (de précision métrique), ce qui assurera l'interopérabilité (notamment BCAE, loi sur l'eau et réglementation ZNT) avec les acteurs publics (https://bdtopage.eaufrance.fr/). Ce référentiel doit être aussi exhaustif que possible et mis à jour de manière collaborative notamment à partir des données locales qui pourraient augmenter la longueur du réseau référencé à protéger de 10 à 30% (en plus du gain de linéaire attendu par le recours à la BD TOPO® estimé à + 300 km par rapport à la BD CARTHAGE®).

En ce qui concerne les fossés agricoles, en particulier, dans la mesure où ils constituent des zones d'interface et de connexion hydrologique directe entre les parcelles cultivées et le cours d'eau ou autre point d'eau, ils devraient effectivement, soit bénéficier d'une protection par une ZNT adéquate, soit être entretenus de telle sorte qu'ils puissent jouer un rôle tampon, ou les deux, notamment pour une ZNT d'1 m qui paraît insuffisante à elle seule pour limiter les transferts par ruissellement ou dérive de pulvérisation.

Enfin, la protection des populations à fait l'objet d'une note de service (DGAL/SDQPV/2016-80 du 27/01/2016) à destination des DRAAF, DAAF et préfets visant à préciser les mesures de précaution renforcées afin de protéger les personnes vulnérables, prévue par l'article 53 de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (LAAAF du 13 octobre 2014) : outre les dates et horaires de traitement ou le choix de l'équipement de pulvérisation, cette note précise les caractéristiques de haies à mettre en place : elles doivent être de hauteur supérieure à celle de la culture en place ou des équipements du pulvérisateur, de précocité de végétation assurant de limiter la dérive dès les premières applications, d'homogénéité (hauteur, largeur, densité de feuillage, sans trous dans la végétation devant être effective), de largeur et perméabilité devant permettre de filtrer le maximum de dérive sans la détourner totalement (prohiber des systèmes totalement perméables). Si de telles mesures ne peuvent pas être mises en place, le préfet détermine alors des distances minimales adaptées en deçà desquelles il est interdit d'utiliser ces produits à proximité de ces lieux.

La protection des riverains a fait l'objet d'une réglementation mise en place fin 2019 définissant des distances de sécurité pour le traitement par PPP à proximité d'habitations (arrêté du 27 décembre 2019). Sous respect des distances figurant sur l'AMM qui prévalent, l'utilisation de PPP doit s'effectuer en respectant les distances de sécurité suivantes :

- Lorsque le produit contient une substance préoccupante : 20 m incompressibles ;
- Pour les autres produits : 10 m pour l'arboriculture, la viticulture, les arbres et arbustes, la forêt, les petits fruits et cultures ornementales de plus de 50 cm de hauteur, les bananiers et le houblon ; 5 m pour les autres cultures.

Ces distances de 5 et 10 m peuvent être adaptées, notamment lorsque le traitement est réalisé sur la base d'une charte d'engagements approuvée ou si sont utilisés des matériels permettant d'atteindre des niveaux suffisants de réduction de la dérive (référencés dans une publication au Bulletin officiel du ministère chargé de l'Agriculture). Les produits de biocontrôle et les produits autorisés en agriculture biologique, y compris le cuivre, sont exemptés, sauf s'ils possède une ZNT issue de leur AMM. Comme pour les ZNT points d'eau, certains bords de champs pourraient être convertis en zone tampon enherbée et valorisés comme refuge de biodiversité ou jachère apicole. L'idée d'une rémunération de ces services pour limiter le préjudice de la perte de culture pourrait être considérée, notamment dans les chartes d'engagement.

5.2. Limiter le transfert par ruissellement à l'échelle extra-parcellaire

Comme évoqué précédemment, le ruissellement peut être à l'origine de transferts rapides et concentrés en substances phytopharmaceutiques vers les eaux de surface. Selon leurs propriétés chimiques (solubilité, coefficient d'adsorption), ces dernières se trouvent généralement en proportions variables entre la forme dissoute dans l'eau du ruissellement et la forme adsorbée sur les particules de terre érodées. Au sein des bassins versants, les zones tampons dites sèches sont susceptibles d'intercepter et limiter ces types de transport. Elles regroupent notamment les bandes enherbées (Figure 5-8), les prairies non traitées et les haies. On abordera aussi le cas des fossés végétalisés qui sont classés par le Groupe Zones Tampons de l'OFB comme zones intermédiaires entre les zones tampons sèches (en particulier : fossés fonctionnant majoritairement en mode d'infiltration) et les zones tampons humides artificielles (en particulier : fossés fonctionnant majoritairement en mode d'évacuation des eaux vers l'aval). Il n'est cependant pas toujours aisé de les classer dans l'une ou l'autre de ces catégories compte tenu de la gamme variée des comportements dont ils peuvent être le siège de façon continue ou temporaire voire saisonnière selon les contextes agro-pédoclimatiques.

Les zones tampons sèches enherbées sont de loin les plus étudiées, initialement principalement aux Etats-Unis, puis au Canada et en Europe, avec quelques travaux en Asie et en Australie (Prosser *et al.*, 2020). Des études ont porté également sur des zones boisées ou des zones mixtes d'herbacées et de ligneux (Pavlidis et Tsihrintzis, 2018). Très peu d'articles traitent le cas des haies (Carluer *et al.*, 2019). Même si la littérature relative aux fossés aborde principalement leur fonctionnement en condition de drainage en sols saturés, quelques études étudient aussi leur rôle d'infiltration (Dollinger *et al.*, 2015 ; 2018).

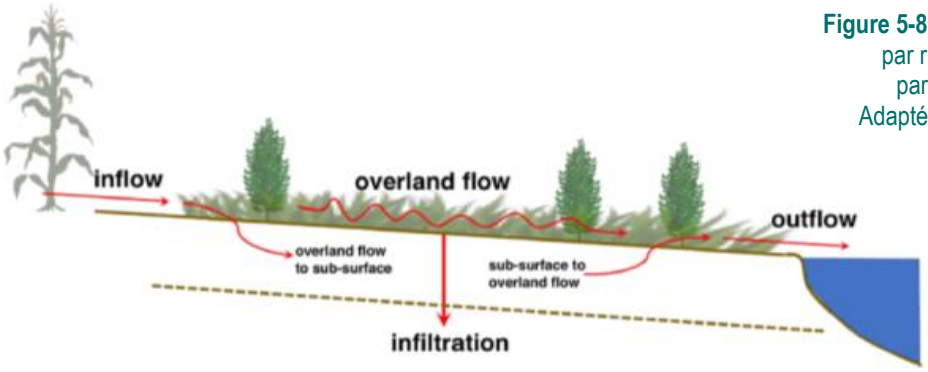


Figure 5-8. Interception des flux de PPP par ruissellement de surface par une bande enherbée. Adaptée de Barfield *et al.* (1998).

5.2.1. Les zones tampons sèches enherbées

Les nombreux résultats sur l'efficacité des zones tampons enherbées à limiter le transfert des PPP concernent en premier lieu les herbicides qui sont les molécules les plus étudiées (89% des études répertoriées dans la synthèse de Prosser *et al.* (2020)), puis les insecticides (27% des études) et enfin les fongicides (11% des études). Compte tenu des processus en jeu, il est probable que ces zones tampons seront aussi efficaces pour atténuer le mouvement des insecticides et des fongicides que celui des herbicides, ces derniers étant plus mobiles en général. Parmi les substances étudiées, on note, en plus des vieilles molécules (atrazine, terbuthylazine, diuron), quelques études sur le S-métolachlore et le glyphosate, des triazoles, divers insecticides dont des néonicotinoïdes et un régulateur de croissance, cependant interdit en Europe depuis 2021 (novaluron ; (Everich *et al.*, 2010)). Les processus majeurs en jeu dans l'atténuation des flux et concentrations de PPP au sein d'une zone tampon enherbée, pendant un événement, sont bien identifiés : il s'agit de l'infiltration, la sédimentation, l'adsorption, la dégradation et la dilution. Même si les autres processus ne sont pas à négliger, c'est la capacité d'infiltration du flux de ruissellement entrant qui est le processus prédominant dans l'efficacité d'une zone tampon sèche (Souiller *et al.*, 2002; Benoit *et al.*, 2003; Carretta *et al.*, 2017). Les études recensées ont permis de préciser certains facteurs d'influence clés dont la pente du versant et l'intensité du ruissellement entrant, la nature et la texture du sol, la composition et la structure de la végétation, la largeur de la zone tampon (Figure 5-9). Ces paramètres jouent notamment sur le volume total de solution à intercepter, sur le temps de résidence au sein de la zone tampon et sur sa capacité à infiltrer et à adsorber les substances.

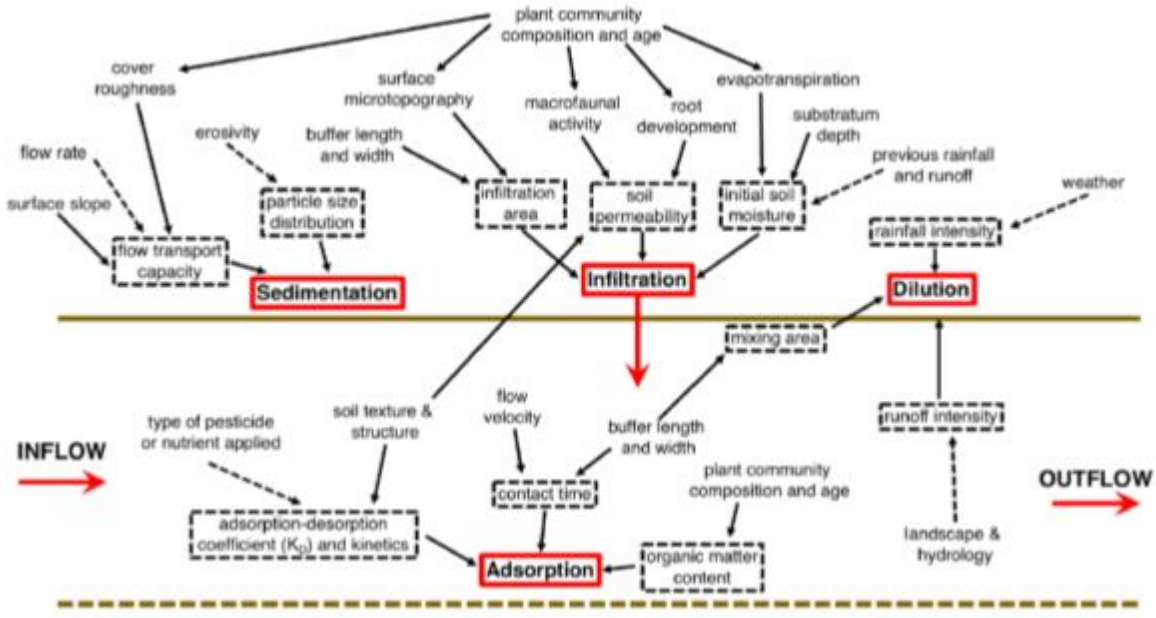


Figure 5-9. Processus physiques (cadre rouge) et paramètres associés (cadre noir pointillé) impliquant les caractéristiques de la zone tampon (flèche noire continue) et du champ (flèche noire pointillée). Adaptée de Lacas *et al.* (2005).

Influence de la largeur de la zone tampon

Il ressort de la littérature que l'indicateur de largeur de bande enherbée, s'il est important, n'est cependant pas suffisant pour s'assurer d'une bonne atténuation des transferts. En effet, la compilation des résultats de 44 études issues d'expérimentation au champ en conditions naturelles ou de simulation d'écoulement (39 concernent des herbicides, 12 des insecticides et 5 des fongicides), montre une très grande variabilité des atténuations de flux (pour la majorité entre 10 et 100%) pour des largeurs de zones enherbées testées de 5 à 20 m (Prosser *et al.*, 2020). Cette variabilité est plus marquée pour les molécules peu à modérément sorbées et l'efficacité est en moyenne plus systématiquement >50% quelles que soient les molécules pour les largeurs de zone tampon supérieures à 20 m.

Influence de la superficie de la surface contributive en amont de la zone tampon

Un autre indicateur est analysé par Prosser *et al.* (2020) pour mieux rendre compte de la variabilité des résultats. Il s'agit du ratio surfacique de la zone source contributive et de la zone tampon (*Surface to Buffer Area Ratio*, noté dans la suite SBAR). Notamment pour les substances à faible capacité d'adsorption, la rétention moyenne (minimum-maximum) passe de 80% (50-100) pour un SBAR entre 0-2, à 50% (0-95) pour un SBAR entre 5-10. La diminution du pourcentage d'abattement des flux avec les forts SBAR traduit vraisemblablement la concentration plus marquée des écoulements en ravines et rigoles susceptibles de court-circuiter la zone tampon et d'impacter fortement ses fonctions d'atténuation, lorsque la surface amont interceptée augmente. Ainsi, Stehle *et al.* (2016) concluent, à partir de leurs résultats en vergers et vignobles, que l'atténuation « standard » proposée par FOCUS (2007) et Reichenberger *et al.* (2007) – *i.e.* 5 m fournit une atténuation de 50% et 10 m fournit une atténuation de 90% – n'est valable que lorsque les zones tampons contiennent une végétation dense et sont exemptes de rigoles érosives, favorisant ainsi un ruissellement en nappe sur la bande qui optimise sa capacité d'interception. Ces résultats justifient, par ailleurs, l'intérêt d'installer des zones tampons végétalisées suffisamment en amont de versant pour limiter les surfaces contributives au ruissellement et le risque de concentration des écoulements. Selon Arora *et al.* (2010), les études disponibles concernent surtout les SBAR <10 ce qui est trop limitatif pour une application en territoire agricole où l'emprise foncière des zones tampons doit être optimisée. Il existe très peu de données pour la gamme de SBAR de 30 à 50, et l'ensemble des données pour la gamme de SBAR de 10 à 30 est également limité.

On note qu'un outil d'aide à la décision en ligne (Buvard - *BUffer strip runoff Attenuation and pesticide Retention Design tool* : http://buvard.irstea.fr (Carluer *et al.*, 2014 ; Carluer *et al.*, 2017; Catalogne *et al.*, 2018) a été mis au point récemment par INRAE afin d'estimer la largeur minimale de bande enherbée nécessaire pour atteindre un niveau fixé d'atténuation du ruissellement en fonction de la taille de la zone contributive en amont ainsi que de conditions pluviométriques et de textures de sols types. Cet outil est basé sur un assemblage de modèles hydrologiques plus ou moins complexes à base physique. Un travail très récent ouvre des perspectives de simplification de cet outil grâce au recours à un métamodèle plus simple d'utilisation pour les décideurs et facilitant l'évaluation des incertitudes associées aux résultats (Lauvernet et Helbert, 2020).

Influence du sol et de la végétation de la zone tampon sur l'atténuation des transferts

La capacité d'infiltration de la zone tampon sèche étant un facteur clé de son efficacité, les propriétés du sol qui peuvent favoriser ce processus sont donc déterminantes. La plupart des études examinées plus haut correspondent à des zones tampons établies sur des sols plutôt limoneux. Les sols sableux peuvent avoir des taux d'infiltration plus élevés simplement en raison de leur texture (Boivin *et al.*, 2007). Les sols argileux, quant à eux, peuvent induire une plus forte rétention dans le sol mais également présenter des fissures ou de grands macropores dus aux populations d'insectes et de vers de terre, ce qui peut aussi augmenter les taux d'infiltration.

Le sol joue également un rôle de rétention des PPP (à sa surface et dans la zone racinaire notamment) par leur piégeage dans la microporosité (Boivin *et al.*, 2007) et par adsorption sur les constituants organiques en particulier. Ce dernier processus est exacerbé au sein des zones tampons enherbées en raison de la présence d'un couvert végétal.

De fait, la végétation de la zone tampon joue un rôle important à la fois dans sa capacité à infiltrer l'eau de ruissellement interceptée mais également dans son pouvoir d'adsorption des PPP à la surface de la zone tampon ou dans la couche racinaire.

La bibliographie montre que la végétation influence l'efficacité d'une zone tampon sèche de par sa structure physique en surface et dans le sol. Certains auteurs indiquent que la taille et la densité de végétation peuvent jouer un rôle aussi crucial que sa largeur dans la rétention des PPP, en augmentant la capacité d'infiltration de la zone tampon, sous l'effet du ralentissement des écoulements de surface, et en limitant le risque de formation de ravines ou autre court-circuit hydraulique (Patzold *et al.*, 2007; Stehle *et al.*, 2016). Quelques études mettent en avant l'influence du choix des espèces végétales. Une efficacité augmentée est observée avec une haie de panic érigée (haute graminée très dense) (Lin *et al.*, 2011a) mais, plus généralement, il est préconisé de favoriser les espèces natives, avec un bon chevelu racinaire, une bonne densité de plantation et une couverture spatiale suffisante au moins durant la saison de transfert des phytopharmaceutiques sur la zone d'étude. Hladik *et al.* (2017) ont constaté que des bandes de prairie semées avec des espèces de graminées indigènes installées en aval de zones cultivées (SBAR = 9) réduisaient considérablement le transport des insecticides néonicotinoïdes dans les eaux souterraines (sans que les processus ne soient bien élucidés, l'hypothèse d'une absorption par les racines est avancée du fait de la solubilité de ces substances). L'atténuation dans les eaux de surface pouvait également être importante en concentration et en flux mais plus fluctuante en fonction des molécules et des événements pluvieux. Schmitt *et al.* (1999) observent que des couverts plus anciens semblent plus efficaces (meilleure couverture spatiale, chevelu racinaire bien développé, enrichissement du sol en matière organique qui améliore la structure du sol) à condition de garder une bonne densité au sol.

La végétation de la zone tampon sèche lui confère également une capacité d'adsorption des PPP accrue comparativement à une parcelle désherbée grâce à une teneur en matière organique plus importante (Madrigal *et al.*, 2002; Lacas *et al.*, 2005; Dousset *et al.*, 2010; Lacas *et al.*, 2012). Dousset *et al.* (2010) ont réalisé une étude comparative de lixiviation de trois PPP (diuron, tébuconazole et procymidone) au sein de colonnes de sol non perturbé issues d'une parcelle de vigne avec un sol nu, d'une parcelle de vigne enherbée et d'une zone de prairie. Le sol issu de cette dernière montrait la plus faible lixiviation de PPP, suivi du sol enherbé, le sol nu montrant une lixiviation supérieure, en cohérence avec la capacité d'adsorption de ces trois sols. C'est la couche superficielle correspondant au mat racinaire (30 premiers centimètres) qui contribue le plus à l'adsorption des PPP au sein d'une zone tampon enherbée, la capacité de rétention diminuant rapidement avec la profondeur selon le gradient de matière organique. Les matières organiques particulaires > 50 µm ont des capacités de rétention particulièrement élevées vis-à-vis des PPP non ionisés et hydrophobes, ce qui semble lié à la présence plus importante de certains constituants aromatiques (lignine) ou aliphatiques (cutines) au sein des résidus végétaux peu décomposés (Benoit *et al.*, 2003). La rugosité du couvert végétal en surface, favorisée par un couvert assez dense et développé, peut aussi contribuer à augmenter l'adsorption en atténuant la vitesse de transfert - et donc, indirectement, en augmentant le temps de contact des PPP avec la végétation. En ce qui concerne les végétaux verts en surface, ils sont *a priori* peu adsorbants pour les composés ayant des Koc faibles à modérés (Arora *et al.*, 2010). Dans tous les cas, les phénomènes d'adsorption sont aussi dépendants des propriétés chimiques des molécules (Koc notamment).

Effets néfastes de la saturation en eau et du tassement du sol

L'humidité initiale du sol de la bande au moment de la pluie ne semble pas un facteur d'influence majeur dès lors qu'elle n'entraîne pas un phénomène de ruissellement par saturation du sol qui réduit très significativement le pouvoir tampon de la zone et plus spécialement pour les molécules de Koc faible à modéré (Souiller *et al.*, 2002; Franco et Matamoros, 2016). Franco et Matamoros (2016) observent ainsi, en conditions contrôlées, que pour une gamme de molécules polaires (MCPA, mécoprop, dicamba, dichlorprop), la saturation du sol d'une bande enherbée entraîne la diminution drastique de sa capacité à retenir ces substances, même en présence de végétation. Il en découle que tout facteur pouvant contribuer à limiter la capacité d'infiltration de l'eau dans le sol, comme l'affleurement temporaire ou permanent d'une nappe ou le tassement de la zone tampon dû au passage d'engins, peut contribuer à en limiter l'efficacité, en réduisant sa capacité d'infiltration. La saturation du sol pouvant être saisonnière et très liée aux conditions climatiques, la modélisation s'avère un outil intéressant pour prendre en

compte l'influence de la présence d'une nappe superficielle sur l'efficacité des zones tampons enherbées (Lauvernet et Munoz-Carpena, 2018). Il résulte de ce qui précède que le positionnement des zones tampons végétalisées en bas de versant (ripisylves notamment) peut présenter des situations plus défavorables qu'en positionnement plus en amont dans les versants. Il en découle également que l'efficacité d'une zone tampon sèche peut aussi varier au cours des saisons selon le degré de saturation du sol. L'outil d'aide à la décision Buvard cité plus haut permet de rendre compte de l'influence de la profondeur de nappe sur l'efficacité d'une bande enherbée.

Influence des propriétés des molécules

Arora *et al.* (2010) donnent des gammes d'efficacités moyennes (minimum-maximum) d'atténuation de flux dans le ruissellement au cours d'un événement selon des classes de Koc des substances : 61% (0-100), 63% (0-100) et 76% (53-100), respectivement pour les substances faiblement (Koc < 100 L/kg), modérément (100 < Koc < 1 000 L/kg) ou fortement adsorbées (Koc > 1 000 L/kg). Pour ces dernières, qui sont *a priori* transportées de manière plus marquée sur les particules de sol érodées, l'efficacité associe à la fois la sédimentation de ces particules en amont de la zone tampon et une capacité d'adsorption accrue au sein de la zone tampon. La rétention dans la zone tampon est améliorée en présence de matières organiques notamment pour les molécules moyennement à fortement hydrophobes. Pour des molécules plus polaires et ionisables (MCPA, mécoprop, dicamba, dichlorprop), Franco et Matamoros (2016) montrent que la rétention est favorisée par la présence d'argiles, de matières organiques et par un pH plus acide.

Toutefois, lorsque l'infiltration du ruissellement issu des parcelles traitées dans la zone tampon est le processus dominant, les flux et les concentrations des molécules transférées dans le ruissellement sont atténués drastiquement (76[2] à 100%) quelles que soient leurs propriétés (Boivin *et al.*, 2007; Lacas *et al.*, 2012).

Une fois l'eau infiltrée, les propriétés des PPP vont à nouveau fortement influencer leur lixiviation dans le sol et donc le risque de transfert vers les nappes. Boivin *et al.* (2007) montrent que lors d'une simulation de ruissellement sur le terrain, avec une période de retour de deux ans et pour une gamme de substances (Koc de 120 à plus de 1 000 L/kg), en condition d'infiltration dominante (moins de 1% de ruissellement sortant), les flux de PPP lixiviés à 50 cm de profondeur sous une bande enherbée varient entre 31% de la masse initiale dans le ruissellement entrant pour la molécule à plus fort Koc et 52% pour la molécule à plus faible Koc. Le recours à un traceur non réactif a permis de faire l'hypothèse que 30% des substances étaient retenues dans la porosité du sol et que 18% à 39% étaient adsorbées dans la colonne de sol, en cohérence avec leur valeur de Koc. Liger *et al.* (2015) montrent, quant à eux, que suite à un événement de ruissellement artificiel similaire, une part des substances lixiviées atteint la nappe superficielle située à moins de 2 m sous la bande enherbée. Les concentrations maximales sont atténuées de 83 à 96% selon les PPP (en cohérence avec leur Koc) par rapport à celles du ruissellement entrant et elles diminuent rapidement dans le temps et avec la profondeur au sein de la nappe, quelle que soit la substance, mettant en évidence le rôle de dispersion et de dilution de la nappe. Enfin, certains auteurs montrent qu'indirectement, l'efficacité est plus importante pour des substances à faible demi-vie et faible quantité appliquée du fait de concentrations plus faibles en entrée de la zone tampon (Prosser *et al.*, 2020).

5.2.2. Les zones boisées

Une synthèse bibliographique basée sur les articles les plus pertinents sur un ensemble depuis 2000, montre que la présence de buissons et d'arbres dans une zone tampon sèche peut être très bénéfique pour en améliorer les performances de limitation du transfert des PPP (résultats principalement issus d'études aux Etats-Unis, en Italie et en France – notamment Passeport *et al.*, 2011; 2013; 2014; Pavlidis et Tsihrintzis, 2018). En effet, comparativement aux zones tampons enherbées, les zones tampons boisées présentent l'avantage d'une capacité d'infiltration accrue grâce à leur développement racinaire. Leurs racines plus puissantes permettraient aussi d'absorber une partie des produits lixiviés dans le sol, limitant le risque de transfert en profondeur. La matière organique de leurs litières possède également une capacité d'adsorption plus élevée que les sols cultivés. Au total, elles peuvent ainsi réduire significativement (de 55 à 100%) les flux d'herbicides (dont le glyphosate, le métolachlore et la

[2] Cette valeur correspond à un événement simulé extrême de période de retour de 2 ans.

terbuthylazine) et de fongicides (dont l'azoxystrobine et des triazolés), dans le ruissellement, dès 6 m de large de bande boisée. L'âge des arbres semble être un facteur qui favorise l'efficacité de la zone. De même, la localisation, l'orientation et la densité de plantation sont notées comme des facteurs d'efficacité importants à considérer mais non étudiés explicitement. Les études citées abordent essentiellement les espèces peuplier, saule, platane et chêne qui montrent toutes des efficacités intéressantes. L'association strate herbacée, broussailles et arbres (dont espèces à croissance rapide) donne des résultats intéressants (80% d'efficacité pour l'atrazine).

Toutefois, les auteurs notent que trop peu d'études sont disponibles, notamment en conditions de terrain, pour généraliser les résultats au-delà des cas étudiés et pour identifier les éléments clés de dimensionnement et gestion de zones tampons boisées. Par ailleurs, ils insistent aussi sur l'intérêt de considérer conjointement d'autres fonctions liées à la présence d'arbres comme la protection contre l'érosion, le soleil et le vent, ou encore le maintien d'une biodiversité spécifique. Les dispositifs boisés peuvent également générer une valorisation économique intéressante à concilier avec leur fonction environnementale.

La synthèse met en avant l'absence d'études sur la capacité des arbres plantés au sein d'une parcelle cultivée, à sorber les PPP et limiter leur transfert vers les eaux souterraines (en revanche beaucoup de résultats positifs pour la limitation des fertilisants et l'étude de la concurrence des arbres avec la culture). Il semble d'autant plus important d'encourager de telles études que ces modes de culture correspondent souvent à des pratiques traditionnelles à préserver (dans les pays en voie de développement mais pas uniquement), pour contrecarrer les effets délétères du déboisement total.

5.2.3. Les haies

Un seul article a été recensé qui analyse dans quelle mesure les connaissances acquises sur la capacité des dispositifs enherbés et boisés à limiter le transfert hydrique des PPP sont transposables au cas du bocage (Carluer *et al.*, 2019). Comme dans les zones boisées, la présence d'arbres favorise l'infiltration du ruissellement grâce au chevelu racinaire développé et leur rétention dans les couches superficielles de sol plus riches en matières organiques. Follain *et al.* (2005) ont par ailleurs observé un épaississement de l'horizon organique du sol à l'amont de la haie, sur une distance pouvant atteindre une dizaine de mètres, se traduisant par un accroissement du stock de carbone organique et une meilleure porosité du sol, propices à la rétention des PPP. Une haie est également caractérisée par une transpiration accrue conduisant à un assèchement d'un volume plus ou moins conséquent de sol en fonction de la canopée, de la profondeur racinaire et des caractéristiques hydrodynamiques du sol, et se traduisant notamment par un retard à la reprise des écoulements en sub-surface à l'automne. Cette baisse de l'humidité favorise *a priori* également l'infiltration de l'eau, en limitant l'engorgement des sols. Il est noté qu'une très faible teneur en eau peut cependant temporairement limiter le processus de dégradation pour les PPP présents dans cette zone. Il n'existe cependant pas de données d'observation pour évaluer ce phénomène. La présence d'un talus favorise *a priori* encore l'efficacité de la haie comme zone tampon, en forçant l'infiltration à son amont, et permettant ainsi au sol de jouer un rôle de filtre favorisant adsorption et dégradation des substances.

Les haies et haies sur talus constituent donc un type d'infrastructure verte particulièrement intéressant à considérer dans une stratégie d'aménagement pour limiter les transferts de PPP vers les cours d'eau. Pour autant, quelques points susceptibles de réduire leur efficacité sont mis en avant par Carluer *et al.* (2019). Comme pour les bandes enherbées, la haie doit être positionnée de façon à intercepter le ruissellement issu des parcelles traitées (l'outil Buvard déjà cité peut aider à identifier les contextes d'implantation favorables). Malgré la capacité d'infiltration accrue d'une haie, la largeur de son pied « à plat » doit être suffisante pour éviter la formation de courts-circuits. L'implantation de haies doubles peut être une meilleure solution en cas de contexte de fort ruissellement érosif. La présence d'un talus peut suffire à favoriser l'infiltration en amont de la haie s'il est bien continu (sans trou de drainage). De même, la présence de fossés en amont de la haie peut réduire à néant le rôle de cette dernière dans l'atténuation des flux de surface en canalisant les écoulements directement vers l'aval. Une des questions majeures à ce jour pour implanter au mieux ces dispositifs à des fins de limitation des transferts hydriques des PPP est d'évaluer en quelle mesure les flux lixiviés peuvent contribuer à contaminer une nappe sous-jacente, notamment peu profonde en bordure de cours d'eau.

5.2.4. Devenir des PPP piégés dans une zone tampon sèche

Très peu d'études se sont intéressées à la remobilisation possible des PPP retenus au sein d'une zone tampon enherbée sèche. On peut cependant tirer des conclusions à partir des études d'adsorption/désorption ou de dégradation des PPP réalisées au laboratoire à partir de sols prélevés dans ces dispositifs. Des comportements très différents ont été observés par Madrigal *et al.* (2002) pour des sols de bande enherbée : l'adsorption plus rapide et importante pour la molécule à plus fort Koc (diflufénicanil) montre une désorption quasi-irréversible alors que pour la molécule à plus faible Koc (isoproturon) l'adsorption est moins rapide, plus faible et plus réversible. Passeport *et al.* (2011) ont étudié quant à eux des sols et litières de feuilles de zones boisées. Il ressort que, pour le PPP ayant le plus fort Koc (époxiconazole), la rétention élevée sur les deux substrats est très peu réversible, alors qu'elle l'est beaucoup plus à partir des litières de feuilles pour la molécule initialement moins adsorbée (isoproturon). La désorption est cependant incomplète même pour cette dernière. Madrigal *et al.* (2002) observent également une augmentation du Kd (isoproturon) avec le temps de contact. Cette augmentation de la rétention est beaucoup plus nette pour les horizons de surface 0-2 et 2-13 cm des sols enherbés.

Un certain nombre d'études, peu nombreuses (et souvent limitées à quelques molécules déjà anciennes), montrent par ailleurs la dégradation plus importante des PPP dans les horizons de surface de sols de bandes enherbées comparativement à une parcelle désherbée, en lien avec la présence de matières organiques et d'activités biologiques - notamment microbiologiques - directement influencées par la présence de végétation. Toutefois, Pesce *et al.* (2009) constatent que le facteur le plus déterminant pour la dégradation est avant tout que le sol héberge des communautés microbiennes capables de dégrader les molécules considérées. Dans leur cas d'étude sur le diuron au sein d'une bande enherbée en milieu viticole, ils ont mis en évidence que la capacité épuratrice des sols repose sur l'activité de populations dégradantes développant une coopération métabolique pour conduire à la minéralisation de cette molécule. Il est donc nécessaire, pour que le dispositif tampon acquière une capacité dégradante, qu'il ait été suffisamment exposé aux PPP au cours d'événements ruisselant antérieurs pour permettre l'adaptation des communautés microbiennes à la biodégradation. Les auteurs montrent aussi que le continuum parcelle-bande enherbée (voire cours d'eau) facilite le transfert de gènes dégradant notamment *via* les particules érodées (Pesce *et al.*, 2010). Par ailleurs, certaines espèces végétales semblent capables de favoriser la dégradation microbienne des PPP au niveau de leur rhizosphère (observé pour l'atrazine) (Lin *et al.*, 2011b). Une minéralisation[3] jusqu'à 20% de la quantité initiale d'isoproturon a été observée après 30 jours d'incubation à 18°C d'un sol de surface de bande enherbée. Des mesures pour différents types de sols enherbés remaniés, structurés ou en colonnes montrent conjointement l'apparition rapide de produits de transformation dans les horizons superficiels corrélée avec la formation de résidus liés et la présence de matières organiques facilement décomposables qui stimule l'activité biologique (Benoit *et al.*, 2003). L'augmentation de la formation de résidus liés, susceptibles d'être relargués à plus ou moins long terme, est un inconvénient.

L'ensemble de ces processus concourt donc à limiter la disponibilité au transfert des PPP avec le temps. Certains auteurs insistent toutefois sur l'importance des temps de transfert et de contact des PPP dans le sol, nécessaires pour la réalisation plus complète de ces processus. Autant les courts-circuits de surface de type rigoles et ravines sont à éviter pour favoriser l'atténuation des flux ruisselés, autant les courts-circuits de type fissures et autres macropores pourront fortement limiter l'atténuation des flux lixiviés.

Dousset *et al.* (2010) ont observé, sur des essais de lixiviation en colonnes de sol non remanié, que des ajouts d'eau deux puis quatre semaines après l'apport initial de trois PPP en solution induit, selon le PPP, une remobilisation de 1,9 à 3,8% de la quantité initialement injectée pour le sol de bande enherbée, de 3,5 à 5,6% pour le sol cultivé enherbé et de 7,2 à 15% pour le sol cultivé nu. Ces résultats montrent *a priori* un moindre risque de lixiviation en profondeur au sein d'un sol avec un couvert végétal comparativement à un sol nu cultivé. Toutefois, ces études en laboratoire ne rendent pas compte de l'hétérogénéité spatiale des propriétés des sols ni du fonctionnement hydrologique réel (arrivée de forts flux de ruissellements) susceptibles de favoriser l'activation de la macroporosité lors de l'infiltration de l'eau au sein des zones tampons – ce processus pouvant induire un moindre contact des PPP avec la phase solide et donc une moindre adsorption lors de la lixiviation des PPP.

[3] Transformation ultime jusqu'à la formation de molécules simples telles que CO_2 et H_2O.

Quelques études, trop peu nombreuses, fournissent des informations de terrain en conditions d'écoulement artificiel ou naturel sur la remobilisation possible des PPP dans l'infiltration ou le ruissellement. Boivin *et al.* (2007) ont approché ce phénomène à partir de simulations de ruissellement artificiel sur une bande enherbée au sein de laquelle le processus d'infiltration est prépondérant : un apport initial d'un volume d'eau de ruissellement contaminés avec des PPP suivi de deux apports d'eau « propre » de volumes équivalents au bout de 2 jours et de 22 jours engendrent une lixiviation supplémentaire respectivement de 3 à 6% et de 0,2 à 1,2% de la masse initiale de PPP dans le ruissellement contaminé initial entrant. Passeport *et al.* (2014) ont quant à eux mis en évidence une remobilisation possible de PPP (isoproturon, métazachlore) et de produits de transformation (AMPA, desméthylisoproturon) dans le ruissellement sortant d'une zone boisée lors d'un événement pluvieux significatif survenu une douzaine de jours après l'apport des PPP et du produit de transformation par ruissellement artificiel en amont de la zone. Ils notent cependant que les concentrations en sortie de ces PPP étaient très atténuées par rapport à celles injectées initialement. Enfin, Krutz *et al.* (2004) ont constaté que la mobilité des produits de transformation du métolachlore était supérieure à celle du métolachlore dans des bandes filtrantes végétalisées.

Il ressort de ces travaux l'importance, déjà signalée lors de la précédente expertise de 2005, d'encourager des recherches combinant le suivi de molécules mères et produits de transformation aux propriétés différenciées (si possible plus représentatives des PPP utilisés à ce jour) et dans des conditions environnementales et dynamiques représentatives des conditions naturelles. Le risque de transfert vertical et de remobilisation dans le temps des PPP et leurs produits de transformation jusqu'aux nappes souterraines peu profondes - notamment les nappes phréatiques, dans le cas de zones tampons ripariennes - paraît insuffisamment documenté.

5.2.5. Les fossés agricoles aménagés en zone tampon

Les fossés agricoles sont le plus souvent des dispositifs conçus pour faciliter l'évacuation de l'eau en excès des parcelles, que ce soit des eaux de drainage enterré ou de ruissellement, afin d'en permettre la mise en culture. Dans certains territoires, ils sont aussi mis en place pour limiter l'érosion des terres agricoles, en évacuant le ruissellement des parcelles avant qu'il n'atteigne une vitesse érosive trop importante, comme les talwegs. Ils peuvent dans les deux cas constituer des courts-circuits hydrauliques entre parcelles traitées et cours d'eau, surtout s'ils ont été conçus pour accélérer les écoulements hors des parcelles, d'où l'importance de mieux cerner les facteurs qui peuvent contribuer à leur conférer une capacité épuratoire minimisant les flux de PPP vers l'aval. Ces facteurs peuvent être liés aux caractéristiques propres des fossés (porosité, teneur en matière organique, couvert végétal…), aux conditions hydro-climatiques (flux entrants et vitesses d'écoulement) et à leurs modes de gestion (entretien, contrôle des flux entrant…). On va notamment chercher à maximiser les deux grands types de processus déjà évoqués plus haut, à savoir la rétention physico-chimique et l'infiltration dans le lit ou les berges.

Une synthèse bibliographique de Kumwimba *et al.* (2018) met en avant l'intérêt des fossés végétalisés pour atténuer les concentrations de PPP pour des espèces végétales variées (jussies, lentilles d'eau, renouées, massettes, rubanniers, phragmites, carex, autres grande graminées) et différentes longueurs de fossés (50 à 650 m). Les études sont plus nombreuses pour les insecticides mais des résultats existent aussi pour quelques fongicides et des herbicides. Cette synthèse relève 20 à 99% de réduction en concentration en fonction des molécules mais aussi des caractéristiques des fossés. Pour des insecticides (pyréthrinoïdes, organophosphorés...), qui ont en général de forts Koc, une efficacité de plus de 80% (en concentration) a été mesurée pour une longueur de 50 à 180 m de fossés végétalisés. Deux-cent-cinquante mètres de fossés végétalisés ont permis une atténuation de 50% en concentration pour des herbicides (mésotrione, S-métolachlore et terbuthylazine) – 100 m de fossé pouvant suffire à atteindre plus de 90% d'atténuation en concentration à condition d'être bien végétalisé et pour des ruissellements entrant modérés et de faible intensité. Cependant, de manière encore plus marquée pour ces écoulements concentrés que pour les ruissellements plus ou moins diffus au sein d'une bande enherbée, les temps de contact entre eau et substrat sont essentiels (Boutron *et al.*, 2010; 2011). La capacité épuratoire d'un fossé végétalisé est fortement dépendante de la vitesse de l'écoulement : des atténuations sur les concentrations en solution d'insecticides et d'herbicides jusqu'à 90% et 60%, respectivement, pour une vitesse du courant inférieur à 0,1 m/s, diminuent drastiquement dès lors que la vitesse du courant égale ou dépasse 1 m/s (Dabrowski *et al.*,

2006). Margoum *et al.* (2003) ont des conclusions similaires en termes d'abattement de concentrations d'herbicides avec toutefois la mise en évidence que, même pour une faible vitesse (<0,1 L/s), l'abattement est dépendant de la présence de matières organiques en décomposition suffisante et des propriétés d'adsorption des molécules. Au-delà de la vitesse de l'écoulement, un autre facteur important est le volume d'eau circulant dans le fossé et sa concentration initiale en PPP : Werner *et al.* (2010) montrent qu'un fossé végétalisé de 400 m de long recevant des eaux d'irrigation, issues de cultures de tomates et de luzerne, concentrées en insecticides (chlorpyriphos notamment), ne suffisait pas toujours pour atténuer les concentrations à un niveau susceptible de réduire significativement la toxicité vis-à-vis de macro-invertébrés tests exposés en dérivation du fossé (daphnies). Par ailleurs, en termes d'abattement de flux, les mêmes auteurs montrent des résultats plus mitigés avec un abattement significatif (>34%) pour les molécules testées à faible et moyen Koc (isoproturon et diuron, respectivement) uniquement sur un tronçon de fossé de 100 m disposant d'une importante litière de matières organiques, une vitesse de 0,1 m/s et une hauteur d'eau d'environ 30 cm.

Les facteurs clés à optimiser qui ressortent sont l'augmentation du temps de séjour et l'augmentation du pouvoir de sorption essentiellement lié à la présence de matières organiques en décomposition. La création de seuils (possiblement avec contrôle du débit en sortie de drainage) pour ralentir l'écoulement, une végétation assez dense pour faciliter le ralentissement, la dispersion, la rétention mais également l'infiltration sont préconisés. Trois études citent l'intérêt de l'aménagement de fossés à deux niveaux (Figure -10) comme principaux leviers pour favoriser le ralentissement de la vitesse du courant et la sorption (Davis *et al.*, 2015; Hodaj *et al.*, 2017). Toutefois, l'efficacité de ces dispositifs a essentiellement été mesurée et confirmée pour les nitrates, phosphates et particules érodées. Leur efficacité vis-à-vis des PPP, notamment les plus mobiles, est donc à vérifier.

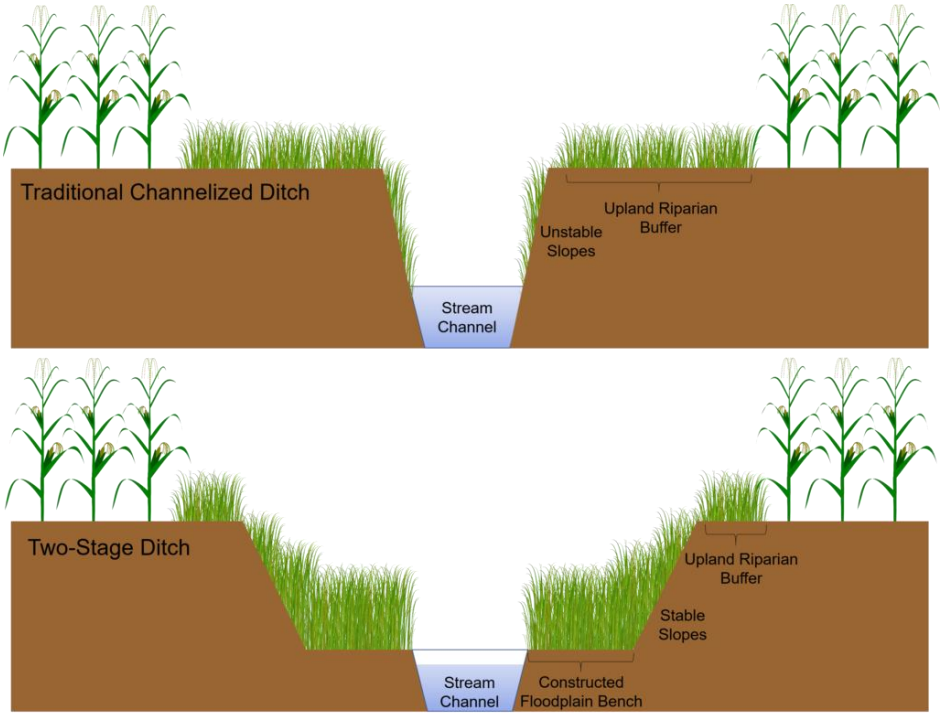


Figure 5-10. Aménagement d'un fossé (enherbement des berges, et disposition à 2 niveaux) en complémentarité des bandes enherbées de bord de cours d'eau. Adapté de Graphic courtesy of Brittany Hanrahan[4].

Les modalités d'entretien des fossés jouent également un rôle essentiel dans leur capacité épuratoire (Dollinger *et al.*, 2015; Dagès *et al.*, 2016; 2017). A l'échelle locale, une comparaison entre le brûlis, la fauche et le curage de fossés infiltrants montre que c'est le premier qui produit un substrat présentant la plus forte capacité de rétention tant pour des molécules hydrophobes qu'hydrophiles (glyphosate) – sous réserve que les cendres ne soient pas

[4] https://iiseagrant.org/wp-content/uploads/2019/01/Hanrahan-et-al-BGC-Figure-1-1024x783.png

entraînées par des événements intenses. Les résidus de fauche améliorent également la rétention au sein des fossés. Le curage est quant à lui peu favorable à la rétention des PPP et doit être raisonné en conséquence. Dollinger *et al.* (2017) montrent la pertinence de réaliser une gestion alternée par tronçons ou en limitant les curages complets aux saisons et périodes de moindre transfert de PPP, afin de préserver une capacité épuratoire globale. Pour ce type de fossés, Dagès *et al.* (2016) préconisent de veiller à maintenir (i) au moins 50% des biefs avec un type vertueux vis-à-vis de l'atténuation de surface à l'aval du bassin et (ii) des biefs avec un type vertueux vis-à-vis du risque souterrain au niveau des parcelles les plus ruissellantes, pouvant générer de forts volumes infiltrés. Une étude met en avant, expérimentalement, l'intérêt d'introduire des matériaux de type charbon actif dans des fossés pour en améliorer les performances (Phillips *et al.*, 2017). Cependant, la transposition au terrain d'une telle solution, bien que prometteuse techniquement, semble limitée compte tenu des questions posées en termes de faisabilité et de coût ainsi que vis-à-vis du devenir du filtre dans le temps et de son possible statut de déchet à recycler.

Pour les fossés ayant un mode de fonctionnement essentiellement drainant, c'est sur le ralentissement des écoulements et l'amélioration de leur capacité de dispersion et d'adsorption qu'il faudra agir.

Comme pour les zones boisées, il ressort pour ces dispositifs un besoin de renforcer les études de terrain afin de mieux cerner les conditions d'une efficacité optimale selon les contextes : type de couverts à privilégier – espèces, densité, structure, niveau de couverture, hauteur, développement racinaire –, propriétés de sorption du substrat, longueur et largeur des fossés, niveau de connectivité en amont – qui définit le volume et la dynamique des transferts à traiter –, effet saison qui peut diminuer l'efficacité selon le maintien des plantes et la température, influence des propriétés des molécules – qui est plus cruciale pour les fossés à infiltration faible, intérêt pour les PPP des fossés à deux niveaux.

Comme pour les zones tampons sèches, un manque de recul sur le devenir à long terme des polluants (possibilité de dégradation ou relargage, possibilité d'utiliser les résidus de fauches pour le bétail...) est mis en avant. Une étude de terrain (Margoum *et al.*, 2001) montre qu'un relargage de PPP est possible au sein de fossés même si les flux sont bien moindres quatre mois après les apports initiaux en période de traitement.

Compte tenu des différentes fonctions assurées par les fossés, leur gestion doit être ajustée selon un ensemble d'enjeux à prioriser : évacuer l'eau des parcelles, lutter contre les crues en aval, recharger les nappes, préserver une efficacité minimale de rétention des polluants et de limitation de l'érosion, préserver la biodiversité.

La littérature relative aux fossés aborde peu les processus de dégradation dans les fossés infiltrants. Il serait intéressant d'évaluer dans quelle mesure les processus (hydrolyse, volatilisation…) mis en avant dans les zones tampons humides artificielles sont transposables à ces systèmes avec des temps de séjour beaucoup plus courts.

5.2.6. Evaluation sur le terrain de l'efficacité des zones tampons sèches au niveau paysager

S'il est important de disposer de suffisamment d'informations à l'échelle des zones tampons afin de connaître les facteurs clés de leur efficacité sur l'atténuation des écoulements en provenance des parcelles traitées et en déduire des éléments de dimensionnement ou de gestion, il est également utile de disposer d'outils et de méthodologies pour évaluer l'efficacité globale sur la qualité de l'eau de la mise en œuvre de zones tampons à l'échelle d'un bassin versant. L'évaluation de plans d'actions par les gestionnaires nécessite en effet d'avoir recours à des indicateurs de résultats, permettant de rendre compte de l'effet des efforts consentis par les agriculteurs.

A l'échelle globale du bassin versant, la topographie (qui régit les voies d'écoulement des eaux de surface) et la position des éléments paysagers tels que les haies, les bandes tampons riveraines ou les chemins de circulation de l'eau enherbés influencent les quantités de PPP issus des parcelles traitées atteignant finalement le cours d'eau. Il est plus facile de déduire les efficacités à l'échelle du bassin versant à partir de mesures d'atténuation relatives à des zones tampons en connexion directe avec les parcelles - comme les zones tampons en bordure de champ, la gestion de drains souterrains connectés à un fossé ou la réduction des taux d'application - qu'à partir de mesures d'atténuation relatives à des zones tampons plus éloignées dont il est plus difficile d'identifier les parcelles

contributives aux écoulements – comme les zones tampons humides construites, les zones tampons riveraines ou les chemins d'écoulement enherbés. Dans les deux cas, l'efficacité à l'échelle du bassin versant sera corrélée à la fraction de la surface des parcelles traitées qui est affectée par la mesure d'atténuation, mais cette surface est beaucoup plus difficile à déterminer pour les zones tampons plus éloignées (Reichenberger *et al.*, 2007). Par ailleurs, comme on l'a déjà évoqué plus haut le ratio entre la surface de la zone contributive aux écoulements et la surface de la zone tampon considérée est un facteur d'influence majeur. Plus ce ratio est élevé plus les risques de présence de courts-circuits annihilant l'effet des zones tampons est grand.

Une revue bibliographique a recensé que, sur 20 articles au total tentant de faire le lien entre usages/ aménagements et qualité de l'eau, quatre études seulement permettaient de rendre compte d'un effet positif de la mise en œuvre de zones tampons pour limiter la contamination du cours d'eau à l'échelle du bassin versant (Chow *et al.*, 2020). Deux d'entre elles concluent à une moindre efficacité et à l'importance d'agir en premier lieu sur la réduction des usages de PPP : Singer *et al.* (2005) a analysé les quantités de PPP dans un lac attenant de 1993 à 2003, et a conclu qu'aucune des mesures d'atténuation (par ex. des bandes enherbées de 3 m de large le long des cours d'eau, la rotation des cultures selon la réglementation, le contrôle des pulvérisateurs agricoles, des mesures de lutte contre l'érosion des sols) n'a permis de déceler une tendance à une atténuation sensible à l'exception des restrictions sur la quantité de PPP autorisée. Ces résultats concordent avec ceux de Lerch *et al.* (2011) qui ont conclu que les pratiques de gestion (par ex. l'enherbement des voies d'écoulement de l'eau, les programmes de conservation, l'installation de terrasses) mises en œuvre au sein du bassin versant du ruisseau de 1992 à 2006 étaient soit inefficaces soit insuffisantes en termes de superficie pour obtenir des réductions significatives du transport des herbicides suivis. Davantage que la remise en cause de l'intérêt de ces dispositifs, ces résultats confirment, d'une part, que ces dispositifs ne peuvent être envisagés qu'en complément d'un programme suffisamment ambitieux de réduction des usages, d'autre part, la difficulté de réaliser un bilan à cette échelle et de s'affranchir de facteurs confondants ainsi que de limites possibles liées aux mises en œuvres concrètes de zones tampons à cette échelle (surface et délai minimal d'implantation de ces dispositifs pour en assurer une efficacité optimale, présence de courts-circuits non maîtrisés). Chow *et al.* (2020) identifient plusieurs points de vigilance pour réaliser un bilan correct de l'effet de la mise en œuvre de zones tampons sur la qualité de l'eau, dont la nécessité de mettre en place un suivi des concentrations suffisamment représentatif de la variabilité temporelle de la contamination en cours d'eau (échantillonnage automatique asservi au volume passé, échantillonneurs passifs) et d'adjoindre des mesures de pluie, de débit ou, à défaut, de hauteurs d'eau, pour permettre de calculer des flux et de juger de l'influence de la météorologie sur les résultats. Ils insistent également sur l'importance de réaliser un état des lieux initial suffisamment fin pour rendre compte des pratiques, usages et aménagements existants avant la mise en place de solutions correctives, qui doivent elles-mêmes être suffisamment bien renseignées tant en termes de types d'action que de calendrier de mise en œuvre concrète. Dans les faits, il est rare que l'implantation de zones tampons soit la seule option de gestion retenue et le bilan *ante/post* reflète le plus souvent l'influence d'un ensemble de solutions correctives dont il est quasiment impossible de démêler l'effet spécifique. Suite à la prise en compte d'un certain nombre des précautions citées ci-dessus, Daouk *et al.* (2019) ont pu estimer une réduction de 60% des flux annuels de PPP dans le cours d'eau à l'échelle d'un petit bassin versant viticole de 136 ha (Suisse), après cinq ans de mise en place progressive d'un enherbement inter-rang jusqu'à 50% en parcelles de vignes combiné avec la mise en place d'une station de lavage/remplissage avec bio-épuration. Il est à noter que plus la taille du bassin évalué est grande et plus il est délicat de remonter au rôle spécifique d'un type d'action. Un rapport d'étude récent fait l'inventaire de stratégies de suivis chimiques et biologiques en cours d'eau pouvant permettre de rendre compte de l'évaluation de la qualité de l'eau et de son impact de manière plus pertinente que des mesures chimiques ponctuelles (Jabiol *et al.*, 2021). Par ailleurs, les études les plus abouties soulignent l'importance majeure d'une collaboration solide et pérenne avec les agriculteurs et la profession agricole pour suivre au mieux les évolutions de pratiques et les aménagements. Tang *et al.* (2012) suggèrent de mettre en place une approche participative pour motiver les agriculteurs non seulement à minimiser l'utilisation des PPP et à optimiser la méthode d'application, mais aussi à évaluer les bénéfices environnementaux, sanitaires et économiques (pas seulement au niveau de l'exploitation agricole) de ces mesures.

Une autre étude s'est appuyée directement sur des mesures d'indicateurs biologiques (SPEAR-pesticide) au niveau de plus de 660 stations en cours d'eau réparties sur quatre états fédéraux en Allemagne. Les résultats d'altérations plus ou moins importantes observées ont été confrontés à des données spatialisées caractérisant les bassins amont (dont occupation du sol, indice de ruissellement, largeurs de zones tampons, surface de forêts…). L'analyse statistique de l'ensemble des données a montré que les bandes riveraines d'une largeur d'au moins 5 m et les tronçons forestiers en amont apparaissaient clairement comme facteurs d'atténuation des effets des PPP en réduisant les transferts ou en améliorant le rétablissement de l'écosystème (Bunzel *et al.*, 2014). Toutefois, on note qu'à défaut de connaître les usages de PPP, une valeur uniforme a été appliquée à toutes les cultures. L'influence des cultures et des types de PPP réellement utilisés sur les résultats n'a donc pas pu être évaluée. Une telle analyse requière la mise en place d'une stratégie de recueil de données à grande échelle et éventuellement sur la durée si l'on souhaite pouvoir l'utiliser pour évaluer l'effet de modifications sur les indicateurs biologiques choisis.

5.2.7. Conclusion sur les ZT sèches

Bien que la largeur de zone tampon sèche soit l'indicateur qui est le plus largement mis en avant dans la législation aux Etats-Unis et en Europe, la diversité des facteurs en cause et la grande dépendance de l'efficacité d'une zone tampon vis-à-vis des paramètres locaux (sol, météorologie, topographie, végétation, courts-circuits…), la définition de largeurs standards semble insuffisante (Gene *et al.*, 2019). Cet indicateur est nécessaire mais pas suffisant pour mettre en place ou juger de l'efficacité d'une zone tampon enherbée ou boisée. Il est également essentiel de considérer la surface de la zone contributive en amont et la capacité d'infiltration du dispositif. Davantage que la pente et le volume de ruissellement entrant, c'est la présence de rigoles et la moindre densité de végétation qui semblent induire une moindre rétention en limitant, voire annihilant, la capacité d'infiltration de la zone tampon sèche : ces éléments doivent donc être pris en compte quelle que soit la pente et encore davantage pour les zones pentues ou à fort volume de ruissellement capté. Il semble ainsi indispensable de mener des études sur le terrain pour des valeurs de SBAR supérieures à dix afin de mieux rendre compte de l'influence de la topographie et de la microtopographie sur l'efficacité des zones tampons enherbées.

Pour les fossés agricoles qui sont, par principe, le siège d'écoulement concentrés, leur capacité épuratoire dépendra d'autant plus de leur capacité d'infiltration et de rétention physico-chimique. Le contexte hydro-pédologique (perméabilité du sol, niveau de saturation, volumes d'eau entrant et vitesse de l'écoulement), de même que la nature du substrat et les densité/hauteur de végétation, jouent un rôle important dans la capacité d'absorption. Les cendres et la matière organique végétale en décomposition sont des substrats présentant les capacités les plus élevées. Pour ces systèmes, encore plus que pour les autres, la dynamique de l'écoulement et les propriétés intrinsèques du lit et des berges doivent être considérées conjointement pour s'assurer d'une efficacité optimale.

A l'échelle des fossés, de même que des zones tampons sèches boisées, on note toutefois un manque de connaissance et de résultats expérimentaux dans des contextes variés et sur la durée (risque de restitution progressive dans les fossés notamment). Il est donc nécessaire d'acquérir des références pour mieux gérer ces dispositifs de façon à optimiser leur rôle tampon vis-à-vis des PPP. La plupart des résultats étant exprimés en abattement de concentrations, un effort devrait être fourni pour estimer également les abattements en termes de flux. Pour ce qui est des haies, leur potentiel épuratoire des PPP semble intéressant mais la littérature associée est très limitée et on ne peut aujourd'hui qu'extrapoler à ces systèmes les résultats acquis sur les zones enherbées et boisées.

La littérature scientifique récente ne donne pas non plus d'information sur l'efficacité des talwegs enherbés à limiter les transferts de PPP. Des travaux dans ce sens ont été menés par l'AREAS (Association de recherche sur le Ruissellement, l'Érosion et l'Aménagement du Sol) avec des résultats positifs pour la rétention des particules érodées et la limitation du ruissellement (Richet *et al.*, 2019), mais les résultats pour les PPP nécessitent d'être confortés.

En ce qui concerne les PPP étudiés, ce sont essentiellement les herbicides mais aussi les insecticides dans le cas des travaux sur les fossés. Il manque des références sur les fongicides, les traitements de semences, et les nouvelles molécules, dont les biopesticides (biocontrôle). Si l'efficacité des zones tampons sèches vis-à-vis des PPP dans le ruissellement apparaît comme indépendante de la nature des molécules dès lors que leur capacité d'infiltration est le processus dominant, il n'est en pas de même si l'infiltration est insuffisante et se pose dans tous les cas la question de leur devenir dans le sol une fois infiltrés.

Nous n'avons relevé que très peu de références sur le devenir des substances infiltrées dans les zones tampons vis-à-vis de nappes à préserver, et sur le long terme (dégradation, devenir des produits de transformation, remobilisation comparativement à ce qui se passe au sein d'une parcelle traitée). Même si les zones tampons végétalisées semblent présenter des conditions favorisant la rétention et la dégradation accrues des PPP comparativement aux parcelles cultivées, il manque des connaissances sur le devenir des produits de transformation et sur les conditions de relargage possible, en fonction des caractéristiques pédologiques, de couvert et environnementales des ZT, incluant la pédologie et la nature du couvert.

La littérature récente encourage la promotion d'études plus globales : d'une part, au niveau de la zone tampon elle-même, il est suggéré de considérer le sol et la végétation comme un écosystème et d'étudier l'influence des macro-invertébrés sur la structuration du sol (macropores) et celle des micro-organismes, combinés aux plantes, sur la dégradation des PPP.

D'autre part, au niveau du bassin versant, mises à part quelques études ponctuelles, on note un manque de retours d'expérience sur la mise en évidence de l'effet positif spécifique des zones tampons vis-à-vis de la qualité de l'eau, les freins majeurs étant la difficulté de s'affranchir des facteurs confondants et de réaliser un bilan représentatif de l'évolution réelle des flux de PPP aux échelles de temps requises. Les nouveaux outils de mesure des PPP, tels que les échantillonneurs intégratifs passifs, peuvent aider à avancer dans ce sens en étant complétés par un suivi hydrométéorologique adapté et une connaissance suffisamment fine des actions réellement mises en place par les agriculteurs à l'échelle du bassin versant sur la période d'étude. A cette échelle, non seulement les pratiques agricoles sont à considérer mais également l'ensemble des voies de contamination à distance. Pour les transferts hydriques, cela implique de prendre en compte de manière suffisamment précise les chemins de circulation de l'eau à la surface du sol et dans le sol (sub-surface, écoulements latéraux de nappe, infiltration profonde). Cette connaissance est indispensable à la localisation pertinente et au dimensionnement adapté des ZT.

5.3. Gestion des écoulements canalisés : les zones tampons dites humides

Les zones tampons dites humides et les fossés de drainage végétalisés ont été suggérés comme des éléments du paysage agricole pour intercepter les eaux chenalisées, soit par du ruissellement canalisé, soit par du drainage agricole afin de contrôler les flux de PPP, les sédiments en suspension et les nutriments dans les eaux de ruissellement. Les travaux sont relativement récents pour l'application aux cas des PPP (début des années 2000), en continuité des travaux sur les nutriments qui sont toujours en développement (Hoffmann *et al.*, 2020).

Les zones tampons humides artificielles (ZTHA) sont des écosystèmes construits par l'homme afin de reproduire les conditions et les processus naturels des zones humides. Il est courant de distinguer les zones humides construites des zones humides restaurées (où historiquement une zone humide existait). Parmi les ZTHA, terme que nous retiendrons dans la suite, une typologie liée aux fonctionnements hydrauliques distingue :

- Les zones à écoulement de subsurface à travers un milieu poreux artificiel (généralement des graviers) vertical ou horizontal – de par leur coût de construction et de maintenance, ces zones sont principalement employées pour le traitement des eaux usées ;
- Des zones à écoulement de surface, de type retenue, zones de rétention (Figure 5-11) qui peuvent aussi bien s'appliquer en zone rurale qu'en zone urbaine pour intercepter et retenir les écoulements provenant soit des parcelles agricoles par le ruissellement ou le drainage agricole, soit des zones urbanisées par le ruissellement

des sols imperméabilisés. La particularité hydrologique de ces zones comprend une forte variabilité de l'intensité des écoulements contrairement à la gestion des eaux usées (O'Geen *et al.*, 2010). Dans ce cadre, la variation des concentrations en PPP entrant dans la ZTHA est fonction de la concomitance des périodes et doses d'application, des rotations des cultures et de l'incidence hydrologique.

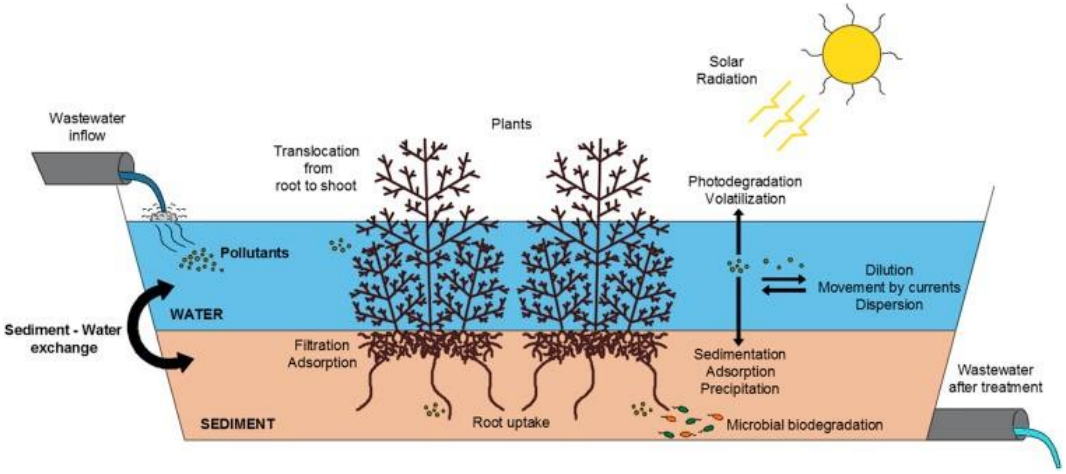


Figure 5-11. Processus de dissipation des PPP dans une ZTHA. Source : Gorito *et al.* (2017).

Les ZTHA présentent alors l'intérêt de jouer à la fois le rôle de filtre, de puits et de bioréacteurs biologiques favorisant ainsi la dissipation des PPP. Le terme de dissipation comprend ici les processus de rétention ou piégeage sur les phases solides par sorption et de transformation chimique, physique ou biologique du PPP. Les études portant sur les interactions des ZTHA et des PPP sont relativement récentes et postérieures à 2000 (O'Geen *et al.*, 2010; Vymazal et Bfezinova, 2015). Les applications des ZTHA pour gérer les eaux agricoles portent sur l'interception des eaux de ruissellement de parcelles agricoles (Butkovskyi *et al.*, 2021) et de parcelles viticoles (Maillard et Imfeld, 2014), et les eaux de drainage (Tournebize *et al.*, 2017).

5.3.1. Efficacité globale

L'efficacité d'élimination ou de dissipation fait référence soit au ratio de différence de masse entre l'entrée et la sortie, soit au ratio des différences des pics ou des concentrations mesurées entre l'entrée et la sortie. La différence de masse est souvent calculée dans les systèmes avec un temps de séjour hydraulique long alors que la réduction des concentrations est généralement associée aux systèmes à court temps de séjour (Greiwe *et al.*, 2021). La réduction des concentrations peut tout aussi bien être le résultat de réelles dégradations que d'une dispersion ou d'un effet de dilution au sein de la ZTHA. Les entrées de PPP se font principalement sous la forme dissoute à plus de 90% tant en ruissellement de surface (Maillard et Imfeld (2014) sauf pour le dithiocarbamate) qu'en eau de drainage (Le Cor *et al.*, 2021).

Les questions scientifiques se sont d'abord intéressées au potentiel d'efficacité des zones tampons humides pour le cas des PPP. Le recueil des résultats a fait l'objet de plusieurs synthèses comme Stehle *et al.* (2011) ou Vymazal et Bfezinova (2015) (Figure 5-12). Ces auteurs ont synthétisé respectivement les travaux portant sur 22 et 35 ZTHA, pour 34 et 87 molécules différentes, implantées en Europe (France, Espagne, Portugal, Allemagne, Norvège, Royaume-Uni) et en Australie, Chine, Brésil, Canada, Etats-Unis, Colombie, Afrique du Sud, principalement pour des systèmes à surface libre. Leurs synthèses avancent des valeurs d'efficacité supérieure à 70% pour une majorité de molécules, avec cependant des restrictions inférieures à 40% pour certaines molécules. Dans le cas d'interception des eaux de ruissellement d'un versant viticole, un bassin d'orage considéré comme une ZTHA, montre une efficacité de 96% pour six molécules suivies (Maillard et Imfeld, 2014). Les auteurs ont calculé un taux de dissipation en période estivale égal à 1,8 mg/jour/m². Ce chiffre peut servir de valeur potentielle à des températures >20°C. Les gammes d'efficacité sont cependant très étendues et fortement dépendantes des saisons hydrologiques. Une même molécule peut présenter des rétentions faibles ou importantes selon les saisons et années de suivis.

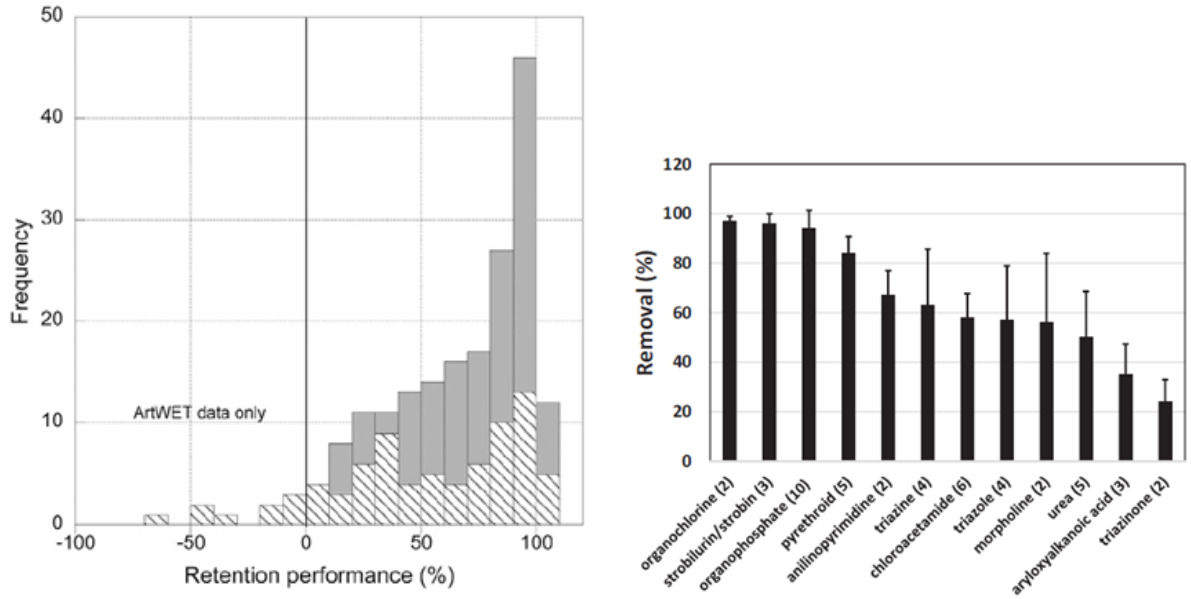


Figure 5-12. A gauche : Fréquences d'efficacité des ZTHA pour un ensemble de PPP. Source : Stehle *et al.* (2011).
A droite : Gammes d'efficacité de dissipation pour différentes familles de PPP. Source : Vymazal et Bfezinova (2015).

O'Geen *et al.* (2010) ont mis en avant le potentiel des ZTHA comme puits de PPP, démontré par des comparaisons statistiques robustes entre entrée et sortie de ZTHA. Des performances faibles peuvent avoir pour origine, non seulement les propriétés des molécules, mais aussi une mauvaise gestion des temps de séjour et des courts-circuits hydrauliques. Stehle *et al.* (2011) ont quant à eux montré l'existence d'un biais dans l'analyse statistique des résultats des expérimentations plus optimistes en termes d'efficacité en milieu contrôlé (batch, mésocosme…) que dans les suivis *in situ* en conditions réelles.

L'analyse des valeurs obtenues dans les différents travaux réalisés montre que, pour les insecticides, les ZTHA ont un potentiel de dissipation supérieur à 50%. Pour les herbicides, l'efficacité est beaucoup plus variable et semble dépendre de leur Koc, Kow et solubilité. Pour certaines molécules (éthofumésate, chlortoluron, isoproturon…), la ZTHA est inefficace à réduire les concentrations (Letournel *et al.*, (2021).

Stehle *et al.* (2011) ont également mis en avant des mesures d'efficacité négative, comme résultant de phénomènes de relargage soit dus à des remobilisations lors de forts épisodes de crue, soit dus à de la désorption des sédiments pour les molécules à faible Koc. Les auteurs en concluent que les ZTHA présentent des propriétés de rétention élevée mais que la dégradation requière du temps.

Vymazal et Bfezinova (2015) ont proposé de discuter des efficacités des ZTHA en rassemblant les molécules par famille chimique. Les éliminations moyennes les plus élevées (97%) ont été obtenues pour les PPP du groupe des organochlorés (endosulfan, pentachlorophénol), des strobilurines (96%, krésoxim-méthyl, trifloxystrobine et azoxystrobine) suivis par les PPP organophosphorés (94%, azinophos-méthyl, diazinon, diméthoate, glufosinate, chlorpyrifos, parathion-méthyl, mévinphos, ométhoate, parathion, prothiofos) et les pyréthrinoïdes (84%, bifenthrine, cyhalothrine, cyperméthrine, esfenvalerate, perméthrine). La plupart de ces PPP ont une très faible solubilité, des coefficients Kow et Koc très élevés, notamment les pyréthrinoïdes et les strobilurines. D'autre part, les éliminations les plus faibles ont été obtenues pour les PPP à base de triazinone (24%, métamitrone, métribuzine), le groupe des acides aryloxyalcanoïques (35%, dichlorprop, MCPA, mécoprop) et les PPP à base d'urée (50%, diuron, fluorométuron, chlorotoluron, isoproturon, linuron). Les PPP faiblement éliminés ne montrent pas de relation claire entre l'élimination et la solubilité, le Kow et le Koc et ces paramètres sont très variables.

A noter des travaux en contexte français qui se multiplient en apportant des valeurs adaptées (voir Le Cor *et al.*, 2021 ; Letournel *et al.*, 2021). La variabilité des efficacités a été notée comme étant importante. L'évaluation « boîte noire » des ZTHA pour limiter la pollution par les PPP a montré des résultats très prometteurs avec une efficacité

moyenne généralement supérieure à 60% en termes d'abattement des flux transférés vers l'aval. Les efficacités entrée – sortie des ZTHA varient entre des valeurs négatives et 100% (Figure 5-13). Les études présentant des « efficacités négatives » sont le signe de l'observation de concentrations plus fortes en sortie qu'en entrée des ZTHA. Le détachement de biofilms ayant accumulé des PPP ou la désorption de certaines molécules peuvent ainsi contribuer à l'apparition de plus fortes concentrations en sortie qu'en entrée des ZTHA. Ce phénomène, quoique réel, n'est pas généralisable à l'ensemble des PPP.

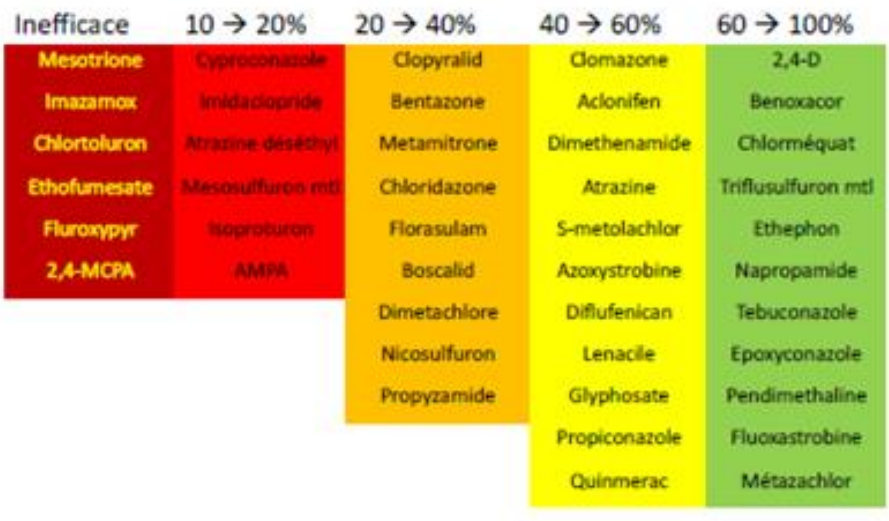


Figure 5-13. Gammes d'efficacité des ZTHA à dissiper des PPP transférés par drainage agricole (données France). Source : Letournel *et al.* (2021).

Du fait de la forte hydrophobie des pyréthrinoïdes, les études rapportées dans O'Geen *et al.* (2010) montrent que les ZTHA présentent un fort potentiel de dissipation des PPP dans la colonne d'eau. Les chiffres avancés varient de 52 à 94% (lambda-cyhalothrine, cyfluthrine). Les molécules insecticides organophosphorés (chlorpyrifos, diazinon, parathion-méthyl), présentent une dégradation photolytique dans les systèmes aquatiques. Ainsi, à part pour le diazinon, les organophophorés présentent un taux de dissipation très élevé dans les ZTHA. De façon similaire, Liu *et al.* (2019) ont fait un focus sur les organophosphorés incluant le glyphosate. Les systèmes recensés comportaient les résultats de 88 ZTHA en configuration horizontale (*surface flow constructed wetlands*). Les efficacités varient de 22 à 100% (moyenne supérieure à 80%), avec un gradient selon le Koc. Dans sa méta-analyse, Stehle *et al.* (2011) conclut que les meilleurs descripteurs de l'efficacité des ZTHA sont le Koc et le taux de couverture végétalisée.

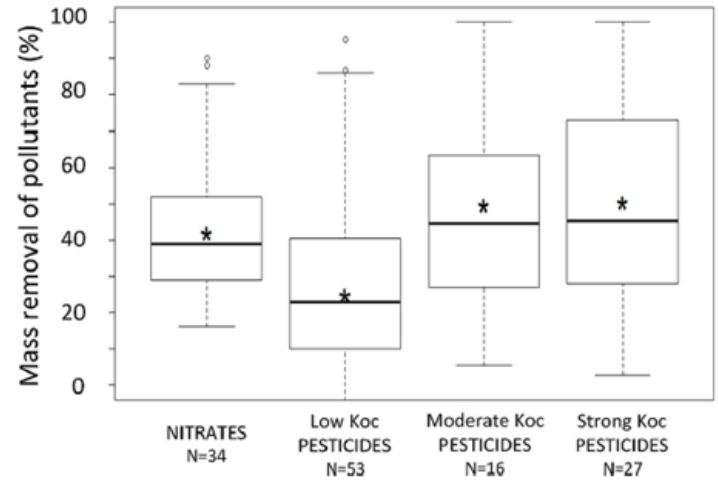


Figure 5-14. Efficacité de dissipation des ZTHA en lien avec le Koc. Source : Tournebize *et al.* (2017).

Tournebize *et al.* (2017) ont discuté de l'efficacité des ZTHA selon le Koc des PPP (Figure 5-14). Le premier groupe de PPP, avec une faible valeur de Koc et une efficacité d'élimination moyenne de 25%, est représenté par le MCPA, la bentazone, le métalaxyl, l'isoproturon, le chlorotoluron, la métamitrone, le S-métolachlore, l'éthofumesate, l'atrazine et le métazachlore. Les PPP avec des valeurs Koc modérées et fortes montrent un potentiel d'élimination plus élevé de 49% et 51%, respectivement. Ce groupe comprend des PPP tels que le boscalide, le chlorothalonil, le napropamide, le tébuconazole, l'azoxystrobine, le propyzamide, le propiconazole, le fenpropimorphe, l'époxiconazole, le chlorpyrifos, le prosulfocarbe, le diflufénicanil, l'aclonifène et la pendiméthaline.

Plusieurs auteurs ont tenté de faire des corrélations entre les efficacités de dissipation mesurées *in situ* et les propriétés des molécules (Kow, solubilité, Koc, DT50…). Aucune n'a été clairement démontrée mettant en évidence que la ZTHA rassemble un ensemble de processus de dissipation et non un seul (O'Geen *et al.*, 2010; Vymazal et Bfezinova, 2015). Seules des tendances peuvent être mises en avant :

- Pour O'Geen *et al.* (2010), les valeurs de logKow > 4,2 conduisent à des taux de dissipation > 50%, montrant que, pour les molécules hydrophobes, la sorption est un processus prépondérant. Pour des valeurs de logKow comprises entre 1 et 4, la ZTHA peut avoir un potentiel réel mais variable selon les caractéristiques de la ZTHA. Pour un logKow <1, concernant les molécules très hydrophiles, la dissipation est très limitée. Et pour celles qui, en plus, présentent une forte solubilité, la dissipation est très faible ;
- Pour Vymazal et Bfezinova (2015) et Tournebize *et al.* (2017), lorsque les valeurs de Koc < 400 L/kg, l'efficacité moyenne s'élèverait à 25%. Pour les valeurs de Koc comprises entre 400 et 1 000 L/kg, elle serait de 49% en moyenne, et pour les valeurs de Koc > 1 000 L/kg, > 51% en moyenne.

5.3.2. Processus

Vymazal et Bfezinova (2015), O'Geen *et al.* (2010) et Malyan *et al.* (2021) considèrent que les processus les plus significatifs pour la dissipation des PPP au sein d'une ZTHA, par ordre décroissant d'influence, sont la sédimentation, la sorption, la dégradation microbienne, la photolyse, l'hydrolyse et les prélèvements par la végétation. Les rares études incluant des bilans de masse montrent que le compartiment sédimentaire contribue à stocker 90% de la charge en PPP interceptés, suivi de la mobilisation dans les tissus vivants (algues, macroinvertébrés, végétation) pour moins de 5% (Maillard et Imfeld, 2014). Ces processus sont contrôlés par des facteurs abiotiques et biotiques (taux de matière organique, teneur en argile, pH, potentiel rédox, temps de séjour hydraulique, température, présence de végétation, hydropériode). En général, les composés hydrophobes (fort Kow) sont facilement sorbés sur les sols et sédiments, alors que les composés hydrophiles (faible Kow) peuvent être éliminés par d'autres processus dont la dégradation (Gorito *et al.*, 2017). La photolyse est souvent négligée pour des molécules dont la constante de Henry est $<10^{-7}$ et la pression de vapeur <0,18 mPa (Maillard et Imfeld, 2014). Ces seuils sont rarement dépassés pour les molécules suivies et interceptées dans les ZTHA, rendant très minime cette voie de dégradation. En batch, la photolyse a été un processus mis en évidence pour quelques PPP pour lesquels la sensibilité à des longueurs d'onde >290 nm est marquée, dont ceux de la famille des pyréthrinoïdes (esfenvalerate, deltaméthrine, fenpropathrine) (O'Geen *et al.*, 2010; Katagi, 2013). Cependant, en milieu naturel, la photolyse directe est limitée par les interactions avec la matière organique. La photolyse indirecte semble être en revanche un processus plus important impliquant les radicaux libres $-OH^-$ (Katagi, 2013). L'hydrolyse peut être un processus initial de dégradation abiotique, notamment pour les pyréthrinoïdes mais, en général, les molécules qui s'exportent dans les eaux sont stables dans l'eau (ex : S-métolachlore…).

Sorption et sédimentation

La sorption est un processus de transfert de phase (liquide *vs* solide). Elle est liée à la dynamique sédimentaire. Les molécules qui présentent une forte capacité de sorption suivent les processus de sédimentation, comme un piégeage dans la ZTHA. La sédimentation constitue une diminution des fractions minérales de la colonne d'eau. Ce sont principalement les microagrégats, les fractions sableuses, limoneuses et argileuses qui sont concernées, souvent dans un gradient amont aval marqué par la classe texturale (fraction 50-250 µm, pour Maillard et Imfeld (2014)). O'Geen *et al.* (2010) mettent en avant le rôle de la végétation dans la limitation de la resuspension des

sédiments. Avec la vitesse d'écoulement, la profondeur de colonne d'eau dans la ZTHA influence aussi la sédimentation. Cependant, une profondeur trop importante (> 100 cm, Tournebize *et al.* (2017)), n'est pas compatible avec l'installation d'une végétation. La sédimentation constitue, pour les PPP les plus adsorbés (Koc > 4 000 L/kg), un stockage plus ou moins temporaire, comme dans le cas du fludioxonil (Maillard et Imfeld, 2014), de l'iprodione et du chlorotoluron (Tournebize *et al.*, 2013). La resuspension lors des évènements hydrologiques extrêmes (fortes crues) contribue au phénomène de relargage qui a parfois été constaté (Stehle *et al.*, 2011; Tournebize *et al.*, 2013). Les études en batch concordent pour hiérarchiser les substrats sorbants : fraction argileuse et matière organique (Passeport *et al.*, 2011; Vallee *et al.*, 2014). Les deux études évaluent aussi la désorption, qui ne représente qu'une fraction de la quantité sorbée (< 10% pour boscalide, époxiconazole, cyproconazole ; < 30% pour isoproturon, métazachlore, dimétochlore) et est plus importante pour les substrats organiques. Ces résultats montrent deux points : (1) la sorption est irréversible sur les substrats argileux, (2) la sorption est temporaire pour les substrats organiques, validant le caractère temporaire lié à la réversibilité de la sorption. Généralement, les expérimentations durent 24 h, temps nécessaire à l'équilibre des phases, mais une étude a porté spécifiquement sur l'influence de l'hydraulique (colonne d'eau et agitation) sur la vitesse de ces processus de sorption (Gaullier *et al.*, 2018). En condition statique, l'équilibre total de sorption est atteint en 96 h contre 120 h en dynamique, sachant que 80% du processus est atteint dans les deux cas en moins de 24 h. La désorption est favorisée par un écoulement dynamique à faible tirant d'eau. La vitesse de désorption semble plus rapide que la sorption (< 48 h) mais atteint un palier < 20% de la quantité adsorbée. Des crues rapides, avec des temps de séjour horaire, ne semblent pas compatibles avec l'atteinte d'un équilibre de sorption (Greiwe *et al.*, 2021). L'ajout d'autres substrats (Butkovskyi *et al.*, 2021) n'a pas apporté plus d'efficacité que le couple végétation / sédiment.

Certains PPP ont montré des comportements de rétention qui, à long terme, conduit à la formation de résidus liés, limitant leur accès aux processus de biodégradation microbiens. Il est important alors de suivre les PPP dans les sédiments, même si aucune étude n'a révélé une accumulation non limitée sur la phase solide des ZTHA. Cette notion de relargage des résidus liés, appelée aussi « bombe à retardement » est un risque à évaluer dans les études futures. La séquestration dans le sédiment est une question de recherche à développer.

Dégradation microbienne

L'adaptation de la faune microbienne à l'exposition aux PPP, certes considérée comme rapide (Vandermaesen *et al.*, 2016), ne conduit pas à la biodégradation totale de tous les PPP. Deux voies de biodégradation sont généralement mises en avant : le métabolisme direct par l'ingestion d'éléments issus des molécules de PPP (C, H ou N), ou le co-métabolisme, voie indirecte, par l'action des enzymes sécrétées par les micro-organismes, enzymes libres qui peuvent casser les liaisons chimiques des molécules. Le taux de biodégradation est ainsi augmenté en présence de micro-organismes jouant le rôle de bio-catalyseur (Kang *et al.*, 2020). Une liste de bactéries identifiées est proposée dans le Tableau 5-1 (Katagi, 2013; Niti *et al.*, 2013). Cette liste démontre la forte diversité microbienne qu'il est nécessaire d'avoir en ZTHA pour faire face à la diversité des PPP interceptés. Privilégier une communauté plutôt qu'une autre, par de la bioaugmentation, n'a donc pas de sens (Vandermaesen *et al.*, 2016).

Tableau 5-1. Liste des bactéries identifiées pour dégrader des PPP. Source : Niti *et al.* ((2013)) et Katagi ((2013)).

Micro-organismes impliqués dans la dégradation de PPP	
Pseudomonas	Atrazine, Chlorpyrifos, Cyperméthrine, Diuron, Iprodione
Bacillus	Endosulfan, Lindane
Rhodococcus	Métamitrone
Arthrobacter	Atrazine, Métamitrone
Staphylococcus	Endosulfan
Stenotrophomonas	Chlorpyrifos
Trichoderma	Malathion
Micrococcus	Cyperméthrine
Enterobacter	Chlorpyrifos
Pantoea	Mésotrione

Pour arriver à une minéralisation des molécules, différentes réactions impliquées dans la dégradation biotique et abiotique sont nécessaires. Les réactions dominantes proposées par Kang *et al.* (2020) dont peuvent être responsables directement ou indirectement les micro-organismes, sont l'oxydation, l'hydroxylation (H par OH), la déméthylation, la déhydration, la déchlorination, la décyanation et la déhalogénation. Dans le cas des ZTHA autant, dans la colonne d'eau, la teneur en oxygène dissous est élevée du fait des échanges gazeux avec l'atmosphère et de l'activité photosynthétique, autant la surface de la couche sédimentaire est caractérisée par une diminution rapide de la teneur en oxygène dissous dès les premiers millimètres (Vandermaesen *et al.*, 2016). Ces conditions influencent l'activité microbienne et par conséquent les réactions de biodégradation impliquées.

Décyanation, oxidation et hydroxylation peuvent casser les cycles benzéiques que l'on retrouve fréquemment dans les molécules de PPP. Les produits de transformation peuvent ainsi, comme c'est le cas du DEET (diéthyl-m-toluamide) ou du tébuconazole, présenter des propriétés moins stables et plus biodégradables que les molécules parents (Kang *et al.*, 2020). La phosphatase peut être impliquée dans l'ouverture des liaisons phosphates P-S, P-O, P-N ou P-F dans les cas des organosphosphorés (Liu *et al.*, 2019). Les organochlorés sont plutôt récalcitrants à une dégradation microbienne, ainsi que la bentazone, le pyriméthanil et les triazines (Katagi, 2013).

En mésocosme, les temps de demi-vie DT50 calculés pour les molécules apportées en solution sont plus faibles que ceux classiquement retenus dans les bases de données caractérisant les propriétés des molécules dans les milieux sol, eau et eau + sédiment (Lewis *et al.*, 2016), entre 5 et 10 fois plus courts (Lizotte *et al.*, 2014).

La recherche dans les eaux de ZTHA des produits de transformation confirme, dans l'étude de Kang *et al.* (2020), qu'ils sont issus de biodégradation (cas des substances oryzastrobine, diméthènamide, tébuconazole, carbendazime et métalaxyl). Liu *et al.* (2019) évaluent, pour les organophosphorés, une contribution de la biodégradation à 30% pour le chlorpyrifos et à 90% pour diméthoate, à comparer avec la sorption (1% pour le diméthoate et 60% pour le chlorpyrifos) et le prélèvement par la végétation (3% pour le diméthoate, 10% pour le chlorpyrifos).

Singh *et al.* (2021) ont mis en évidence l'action des bactéries endophytes (à l'intérieur des tissus de la plante) de la végétation typique de ZTHA pour dégrader certaines molécules. Les auteurs soulignent une amélioration de la phytoremédiation des contaminants organiques par l'action des bactéries endophytes, selon plusieurs mécanismes : augmentation de la biodisponibilité des contaminants par la production de biosurfactant par les bactéries endophytes - les biosurfactants sont impliqués dans la formation des biofilms ; augmentation de la population et activité microbiennes par la production d'enzymes catalytiques impliquées dans la détoxification. La présence de substrat riche en fer ou en carbone stimule le développement de Proteobacteria favorisant la biodégradation d'insecticides comme le chlorpyrifos (Zhu *et al.*, 2021). Le fer et le cuivre sont aussi des éléments favorisant la complexation du glyphosate et de l'AMPA (Maillard et Imfeld, 2014).

Vandermaesen *et al.* (2016) soulignent que, bien que les ZTHA présentent un potentiel pour la dissipation des PPP, l'activité microbiologique peut être affectée par la temporalité et le niveau d'exposition aux PPP. Ces deux points peuvent conduire à des niveaux de populations microbiennes adaptées et à une expression enzymatique faible limitant la biodégradation. L'abondance de carbone disponible peut résulter en une production d'enzymes catalytiques instables due aux conditions non sélectives. La bioaugmentation artificielle, par ajout de cultures pures, pourrait améliorer les performances des ZTHA. Cependant, comme noté par Vandermaesen *et al.* (2016), aucune expérimentation en laboratoire ou *in situ* n'a été conduite pour en étudier la durabilité et l'efficience.

Le formalisme le plus souvent retenu (sans être le seul) dans les travaux de modélisation du devenir des PPP dans les ZTHA est celui d'une cinétique de premier ordre, pouvant intégrer un décalage dû à un temps d'adaptation des populations microbiennes (Passeport *et al.*, 2011; Katagi, 2013; Ramos *et al.*, 2019).

L'étude de Kang *et al.* (2020), seul travail identifié portant sur les produits de transformation en ZTHA, a porté sur la caractérisation de la toxicité de ces produits en Corée. Leur méthode couplant analyse non ciblée et relation structure-activité (QSAR) permet de quantifier les propriétés physicochimiques des produits de transformation notamment la dégradabilité (DT50) et le caractère hydrophobe (LogKow). Les valeurs de DT50 réduites démontrent que la dégradation des produits de transformation est plus rapide que celle de la molécule parent (pour 14 PPP),

et les valeurs de Kow plus faibles une bioaccumulation réduite. Kang *et al.* (2020) confirment que les ZTHA jouent un rôle de réacteur naturel pour dégrader les PPP et que les produits de transformation peuvent présenter moins de risque pour l'environnement que les molécules parents. Ces résultats ne permettent pas une généralisation, des travaux supplémentaires seraient nécessaires.

Effet de la végétation

La végétation aquatique des ZTHA intervient dans trois mécanismes différents (Wang *et al.*, 2014) : (1) l'absorption directe et l'accumulation dans les tissus végétatifs, (2) la production d'enzymes par le système racinaire (exsudat racinaire contenant aussi des acides aminées, stérols, acide organique…) favorisant la biodégradation, (3) l'effet combiné de la végétation et des micro-organismes de la rhizosphère, la phytostimulation, augmentant de cinq à dix fois l'activité des micro-organismes.

Le prélèvement par la végétation est favorisé pour les composés présentant un logKow compris entre 0,5 et 3 (Li et Niu, 2021). Il varie selon la saison, le type de végétation et le type de molécules. Maillard et Imfeld (2014) ont mis en évidence une adsorption rapide et temporaire des PPP pendant la saison végétative (mai-juin) mais un relargage à la sénescence (août-novembre).

De nombreuses études ont été réalisées en mésocosme (conditions contrôlées) pour quantifier le rôle de la végétation. L'imidaclopride est absorbée par Nymphea amazonum à hauteur de 79% des quantités initiales (seulement 15% par Eleocharis mutata). Les expérimentations de Brunhoferova *et al.* (Brunhoferova *et al.*, 2021), menées en conditions hydroponiques pour trois espèces végétales de ZTHA, montrent une élimination limitée de la phase liquide, de 25% en moyenne pour huit PPP. Cependant, les prélèvements par la végétation en période végétative sont souvent négligés dans les processus de dissipation des PPP. Or, ils peuvent avoir un effet légèrement plus important en climat chaud et humide en favorisant les pertes par évapotranspiration. Dans une expérience réalisée en Norvège, Elsaesser *et al*. (2011) ont observé que moins de 2% de la rétention des PPP était due à l'absorption par la végétation. Ainsi, ce processus est secondaire par rapport à d'autres mécanismes de dissipation (Wang *et al.*, 2014) et à la dégradation par les micro-organismes (Gorito *et al.*, 2017). Dans le cas du tébuconazole, Lyu *et al.* (Lyu *et al.*, 2018) ont évalué, en mésocosme, à moins de 10% la part de l'absorption végétative dans l'évaluation globale de la dissipation. La végétation (les trois espèces les plus populaires en ZTHA sont *Phragmites australis, Typha latifolia, Juncus effusus*) joue donc un rôle principalement indirect dans la dissipation des PPP. En effet, c'est d'abord le rôle de filtre hydraulique qui contribue à cette dissipation en favorisant la sédimentation par réduction de la vitesse d'écoulement. La végétation des ZTHA permet aussi d'augmenter les surfaces de contact pour les communautés bactériennes et les biofilms impliqués dans la biodégradation. Wang *et al*. (Wang *et al.*, 2014) et Liu *et al*. (Liu *et al.*, 2019) considèrent ainsi que l'association sédiment-végétation est un filtre naturel efficace pour dissiper les contaminants de l'eau. En se décomposant, la végétation apporte du carbone organique répondant au besoin des micro-organismes avec une corrélation positive entre dissipation et densité de couverture végétale. La végétation contribue aussi à favoriser la sorption sur la partie organique fraîche. Elle induit indirectement une sorption plus importante sur les biofilms, la matière organique et favorise la sédimentation des particules sur lesquelles des molécules peuvent être sorbées. Cependant, l'effet ombrage de la végétation peut réduire la pénétration radiative et ainsi limiter les processus de photodégradation directe. En outre, l'augmentation des pH (>9) due à l'activité photosynthétique, notamment des algues, serait favorable à la dégradation des PPP par hydrolyse des molécules instables en condition basique (hydrolyse alcaline en condition de pH>9 (Rose *et al.*, 2008)). Indirectement, la végétation, en ralentissant les écoulements (donc en augmentant les temps de séjour hydraulique), favorise les transformations oxydatives au niveau de la rhizosphère et des micro-organismes colonisant les tiges de la végétation.

5.3.3. Autres conditions influençant le devenir des produits phytopharmaceutiques

L'étude de Greiwe *et al.* (2021) met en avant l'influence de la signature hydrologique à l'entrée sur la réponse en sortie de ZTHA et sur les paramètres de réduction des pics de concentration en PPP et de rétention en masse. L'expression de ces processus est d'autant plus marquée que les temps de séjour hydraulique et la température

sont favorables. L'hydrologie est considérée comme une force externe principale affectant la rétention et la dégradation (O'Geen *et al.*, 2010). Stehle *et al.* (2011) mettent aussi en évidence l'importance du temps de séjour hydraulique dans le devenir des PPP. Leur étude statistique avance le chiffre d'un seuil d'un mois de temps de résidence pour augmenter significativement la dissipation des molécules. La température contribue aussi à exprimer ce potentiel. Le signal hydrologique se traduit en hydropériode et par conséquent en temps de séjour hydraulique (TSH). Le temps de séjour contrôle tout autant les processus biotiques et abiotiques. O'Geen *et al.* (2010) et Liu *et al.* (2019) rapportent que, pour un TSH > 10 jours, le taux de dissipation est souvent >90%, alors que pour un TSH < 4jours, il est < 70%. Cependant, pour certaines familles de PPP hydrophobes comme les pyréthrinoïdes, un TSH de 1 jour peut conduire à une dissipation > 60%.

Le potentiel rédox semble jouer un rôle significatif dans la persistance des molécules dans le compartiment des sédiments en anaérobiose. Dans ce cas, les accepteurs d'électron comme les sulfures peuvent favoriser des processus de biodégradation (Kang *et al.*, 2020). Cependant, la spécificité des espèces végétales de type macrophyte permet de conduire l'oxygène atmosphérique jusqu'à la rhizosphère. La teneur en oxygène dissous de la colonne d'eau montre souvent des valeurs de sur-oxygénation (> 100%). L'oxygène dissous (DO) est un paramètre important pour les bactéries aérobies, et l'efficacité d'élimination est proportionnelle à la concentration en DO. La température de 15°C est mise en avant par Malyan *et al.* (2021) comme étant le seuil d'activité biologique pour les micro-organismes (pour la biodégradation) et pour la végétation (par prélèvement racinaire). En général, les ZTHA présentent des conditions alkalines, compatibles avec les processus de biodégradation optimaux pour un pH compris entre 6 et 9,5 (Liu *et al.*, 2019).

5.3.4. Dimensionnement et gestion des ZTHA

Les facteurs contrôlables dans la conception de la ZTHA sont le dimensionnement (ratio surface de la ZTHA sur la surface hydrologique amont connectée), la couverture végétative, le taux de matière organique et les substrats supports des micro-organismes. La dégradation biotique est influencée par la disponibilité des molécules, la diversité de la population microbienne et la température. Il est possible qu'une répétition d'exposition, pendant plusieurs années, de certaines molécules influence la population microbienne capable de dégrader plus rapidement ces molécules.

Idéalement, les ZTHA devraient être implantées pour répondre à de multiples services écosystémiques (Tournebize *et al.*, 2017). La forte variabilité des flux entrant, due à une distribution des pluies hétérogène, alimente la forte variabilité des efficacités. Des temps de séjour courts conduisent à des performances limitées. La grande variabilité des temps de séjour induite par des signaux hydrologiques très variables est en partie responsable de la variabilité des performances des ZTHA, aussi bien en débit qu'en charge de polluant entrant (Gaullier *et al.*, 2018; Ramos *et al.*, 2019; Greiwe *et al.*, 2021). Autant la température ne peut être contrôlée, autant le TSH peut être contrôlé par un dimensionnement adapté à la réponse hydrologique du bassin versant amont connecté à la ZTHA et aux périodes de risque de transfert des molécules. Mais, construire une ZTHA sur une surface optimale est un défi dans les territoires, aussi bien économique que social. Une ZTHA récente, sans une végétation durablement implantée peut conduire à des courts-circuits hydrauliques, réduisant le TSH et donc son efficacité à dissiper les PPP. Stehle *et al.* (2011) proposent un indice de compacité de la ZTHA (ratio distance entrée sortie sur la surface) : les performances des ZTHA seraient meilleures pour des valeurs élevées de cet indice.

Pour cela, un bon dimensionnement de la ZTHA, permettant de mieux prendre en compte le tampon hydrologique nécessaire, est indispensable. Les recommandations convergent vers un dimensionnement supérieur à 1% du bassin versant amont connecté. Si O'Geen *et al.* (2010) recommandent un ratio de dimensionnement de la ZTHA par rapport au versant amont connecté de 3 à 6%, Tournebize *et al.* (2017) proposent dans le cas du drainage agricole en France, 1,5%. Ainsi, pour optimiser la surface de la ZTHA et pour maximiser les surfaces de contact contaminants / substrat, il est recommandé que les ZTHA soient larges. Cela contribuera à réduire les vitesses d'écoulement, présenter des zones peu profondes (< 50 cm) et ainsi faciliter l'implantation de la végétation aquatique et les processus de sorption / dégradation.

5.3.5. Écoulements canalisés : fossé, étang, mangrove, bassin d'orage péri-urbain

Les travaux de Moore *et al.* (2013) et Elsaesser *et al.* (2011) sont des études représentatives des résultats obtenus pour la dissipation des PPP par les fossés végétalisés. Ces deux études montrent une augmentation de l'efficacité des fossés en présence de plante, et mettent en avant une longueur minimale de 40 m comparée à 64 m en absence de végétation, dans les mêmes ordres de grandeurs que les résultats des travaux sur ZTHA. Les PPP étudiés étaient l'atrazine, le diazinon, la perméthrine, le diméthoate, le dicamba, la trifloxystrobine et le tébuconazole, avec différentes végétations : *Typha latifolia, Leersia oryzoides, Sparganium americanum, Juncus* de différentes espèces. Le type de végétation intervient finalement peu, mais leur présence sur un long linéaire dans des conditions hydrauliques à faible vitesse est propice à la rétention des PPP. Il n'est pas surprenant que les résultats en fossé végétalisé soient similaires à ceux en ZTHA, (à condition hydraulique similaire) sachant que les processus sont associés au couple végétation / sédiment, présent dans les deux écosystèmes. Cependant, la portée des fossés végétalisés est réduite devant la très forte variabilité des débits et des vitesses de l'eau, limitant fortement l'efficacité sur une saison hydrologique entière.

Les étangs piscicoles, couvrant à l'échelle de l'Europe 270 000 km², ont fait l'objet d'investigation pour leur rôle dans la rétention des PPP dans des études menées en France (Lorraine et Dombes). En général, ces étangs sont situés très en amont et connectés à de petits versants directement en lien avec l'activité agricole. Le Cor *et al.* (2021), Nélieu *et al.* (2020) et Ulrich *et al.* (2018) ont étudié le devenir de 28 molécules appliquées en céréaliculture, et 39 produits de transformation issus de ces molécules. L'effet de l'étang est significatif sur la réduction (entre 60 et 100%) des concentrations moyennes et des pics maximaux entre les entrées et l'exutoire de l'étang. Il n'a pas été noté d'augmentation ni de la présence ni des teneurs en produits de transformation entre les entrées et l'exutoire. Les auteurs n'ont pas pu mettre en évidence des processus de rétention ou de dégradation dû à un effet de dilution très marqué par la présence d'un grand volume efficace dans l'étang comme (Tournebize *et al.*, 2013).

Les mares péri-urbaines reçoivent aussi des PPP, soit d'usage agricole, soit urbain (Ulrich *et al.*, 2018; Nelieu *et al.*, 2020). Leur fonctionnement hydrologique est rarement décrit dû à des difficultés techniques et une diversité de sources d'alimentation. Une dépendance entre les niveaux de concentration dans ces petits systèmes aquatiques et la surface du bassin versant (de plus fortes concentrations pour des versants < 30 km²) semble ressortir des études citées par Ulrich *et al.* (2018), mais demande plus d'investigation. Malgré des concentrations dans la phase liquide souvent inférieures à 0,5 µg/L, ces systèmes lentiques jouent alors un rôle tampon de stockage, induisant un risque non négligeable pour la biodiversité présente. Selon Ulrich *et al.* (2018), la présence de bande végétalisée (> 2 m) autour des mares permettrait de réduire la présence des PPP.

Les mangroves sont des écosystèmes côtiers en interface entre le continent et les océans, influencés par le régime des marées. Elles peuvent jouer alors un rôle de zone tampon offrant différents services (inondation, érosion, salinité, biogéochimie, séquestration du carbone, réserve de biodiversité…). Réceptacles de différents polluants, les mangroves, néanmoins, fournissent des conditions de remédiation contrôlant les contaminants : prélèvement par la végétation, accumulation, détoxification, dégradation. Les conditions hydrologiques sont favorables à l'expression de ces processus en augmentant la sédimentation, ralentissant les écoulements, voire en présence d'eau stagnante. Les travaux étudiant les interactions mangroves – PPP ont principalement porté sur le cas des organochlorés (composés généralement hydrophobes), malgré leur interdiction d'usage à la fin des années 1990. La synthèse de Ivorra *et al.* (2021) compile les données de la littérature des concentrations en PPP dans les différents compartiments, plus faibles dans les mangroves que dans les autres hydrosystèmes : eau < 0,025 µg/L, sédiment < 30 µg/kg (poids sec), faune aquatique < 1,6 µg/kg (poids sec), végétation < 3,1 µg/kg (poids sec, principalement dans le système racinaire). Les fortes teneurs en argile et en matière organique des sédiments concourent à retenir les organochlorés et à favoriser leur biodégradation par la diversité de micro-organismes. Cependant, les auteurs soulignent que la forte hydrophobie des composés organochlorés peut générer une accumulation importante dans les tissus lipidiques de la faune présente.

Les bassins d'orage sont des structures de génie civil conçus pour gérer les eaux pluviales (risque inondation, qualité de l'eau). Ils reçoivent les eaux pluviales de diverses surfaces imperméabilisées : route, toit, parking… Un bassin d'orage stocke de façon temporaire les eaux pluviales, avec une règle de 24-48 h pour se vider afin d'être

disponible pour un évènement suivant. Hydrauliquement, un bassin d'orage fonctionne donc avec une succession de périodes en eau et de périodes sèches selon le régime pluviométrique. Parmi les contaminants transportés (métaux lourds, hydrocarbures polycycliques…), les PPP comprennent des insecticides (*i.e.* pyréthrinoïdes), des herbicides (*i.e.* diuron, glyphosate, mécoprop, simazine…) appliqués dans les espaces urbains ou résidentiels, des fongicides pour le traitement des façades, avec un maximum de 19 molécules détectées sur les 400 molécules recherchées dans le même bassin d'orage, entre le printemps et l'été (Chen *et al.*, 2019). Les efficacités mesurées par Cryder *et al.* (2021) donnent des résultats similaires à ceux obtenus dans le cas de PPP appliqués en milieu agricole (de 36 à 100% pour la cyfluthrine et le fipronil par exemple). La présence de produits de transformation dans les bassins d'orage ne témoigne pas forcément de processus de biodégradation *in situ*, puisqu'exposées aux climats, ces molécules comme le fipronil, la terbutryne ou le mécoprop peuvent subir des transformations sur leur lieu d'usage (façade, toiture), surtout avec des températures élevées (Spahr *et al.*, 2020). L'entretien et le curage régulier appliqués dans les bassins d'orage permettent de renouveler le compartiment sédimentaire, contribuant à stocker les molécules hydrophobes. Malgré des temps de résidence hydraulique réduits, les bassins d'orage en milieu urbain interceptent des charges plus faibles qu'en milieu agricole, et présentent des performances de rétention similaire.

La rizière peut aussi jouer le rôle d'une ZTHA (Moore *et al.*, 2018). En effet, les conditions inondées par une gestion de l'irrigation, l'interface sol – culture du riz, ces deux situations favorisent les mêmes processus identifiés dans une ZTHA. Moore *et al.* (2018) et Matamoros (2020) rapportent des efficacités de dissipation de plus de 75% pour l'atrazine, 86% pour le diazinon et 26% pour la terbuthylazine.

5.4. Phytoremédiation et autres solutions technologiques

5.4.1. Bioremédiation et phytoremédiation comme processus de dégradation

A côté des processus abiotiques de dégradation (photolyse, hydrolyse, oxydation, réduction), les PPP peuvent être métabolisés par le vivant (macro-organismes, micro-organismes, plantes), après diverses réactions enzymatiques (oxydation, glycosylation, réduction, hydrolyse, conjugaison), et/ou voire par des enzymes directement présentes dans les sols (Van Eerd *et al.*, 2003), et/ou séquestrés. Dans ce contexte, la bioremédiation est décrite comme la conversion partielle ou complète du contaminant d'intérêt en ses constituants élémentaires par des micro-organismes du sol (Megharaj *et al.*, 2011). Pour étudier la remédiation et la phytoremédiation, il est nécessaire de connaître le métabolisme des PPP et leur caractéristiques (caractère hydrophile/hydrophobe, pKa, Kow, etc.) ainsi que les conditions susceptibles de moduler le transport, le transfert et la transformation du produit. Les facteurs les plus importants sont la texture du sol et la répartition des particules, la profondeur du sol, le pH, la teneur en matière organique et les micro- et macro-organismes biologiquement actifs (Eevers *et al.*, 2017).

Certains micro-organismes (procaryotes) sont capables de métaboliser et d'assimiler les PPP en tant que nutriments essentiels (ex. insecticides organophosphorés) (Fenner *et al.*, 2013). Plus récemment, la vermi-remédiation, effectuée par les vers de terre, a été décrite (Zeb *et al.*, 2020) comme permettant de dégrader des contaminants variés (métaux, PPP, hydrocarbures). L'effet éventuel des PPP sur les vers de terre dépend principalement de la dose et du produit, des espèces de vers de terre et des caractéristiques du sol (ex. insecticides acétamipride, imidaclopride, etc. toxiques pour les vers de terre). Ces organismes limitent la minéralisation et augmentent la formation de résidus non extractibles (ex. herbicides), ou stockent le produit (ex. glyphosate). Ils peuvent aussi fortement l'accumuler (ex. *E. fetida* réduit de 43,5% le cuivre dans des boues de distillerie). De fait, les vers augmentent les concentrations de métaux dans les lixiviats (ex : + 267% pour l'arsenic, + 393% pour le cuivre), et ils augmentent généralement la mobilité et la biodisponibilité des produits dans les sols.

La bioremédiation par des micro-organismes résulte généralement de l'action de protéobactéries (21 espèces sur 35 étudiées) qui sont capables de dégrader différents herbicides (chlorpyrifos, trifluraline, alachlore, atrazine, etc.), mais aussi des fongicides (azoxystrobine, esfenvalérate), un stimulateur de défense des plantes (acibenzolar-S-méthyl), ou des insecticides (cyperméthrine) (Alvarez *et al.*, 2017 ; Kumar *et al.*, 2021). Le niveau de dégradation

dépendra de la température, de l'humidité, du pH et du contenu en matière organique des sols. Des champignons sont aussi reportés comme dégradant les PPP (basidiomycètes, ascomycètes, glomales) (Eevers *et al.*, 2017). De même, des actinobactéries (ex. streptomyces) vont agir par biosorption, bioaccumulation, réduction, et oxydation sur de nombreux PPP (pyréthrinoïdes, organochlorés, organophosphorés, carbamates, endosulfan), seules ou en association avec les végétaux (Alvarez *et al.*, 2017). L'intérêt pour la bioremédiation fongique est importante comme l'illustre les 158 brevets déposés pour l'utilisation de champignons endophytes en agriculture entre 2008 et 2018 (Ortega *et al.*, 2020).

Aux côtés des micro-organismes, de nombreuses espèces végétales (~100) sont décrites aussi comme capable de dégrader ou stocker des PPP (phytoremédiation ou phytoaccumulation) (Eevers *et al.*, 2017), essentiellement pour d'anciens produits interdits aujourd'hui (DDT, DDE), mais aussi pour des PPP plus récents tels que le glyphosate, l'atrazine, le sulfate de cuivre, la perméthrine, le métalaxyl, l'isoproturon, etc. Récemment, une étude a montré que des herbicides (diuron, sulfometuron-méthyl, hexazinone) peuvent être phytoextraits par des espèces végétales (ex : *Paphanus sativus, Lupinus albus*, etc.), en particulier l'hexazinone, entre 1,1% et 8,6%, selon l'espèce végétale considérée (Teofilo *et al.*, 2020). Il y a cependant quelques désavantages à la phytoremédiation utilisant la phytoaccumulation. En effet, elle requiert de récolter les plantes après la remédiation et de les incinérer ou de les composter, pour éliminer les contaminants du compartiment. Certains PPP très volatils (ex. trifluraline) sont transportés dans la plante et redistribués dans l'air (volatilisation), ou sont non extractibles et sont inclus dans les constituants des parois végétales (ex. atrazine / *Brassica napus*). Peu de PPP sont totalement dégradés par les végétaux, en partie à cause de la présence de cycles aromatiques qui sont difficiles à dégrader

Les avantages de ces processus de bioremédiation résident dans la remédiation du sol sans modification de l'environnement (pas d'excavation, ni transport nécessaire) et dans l'action entre plante et micro-organismes qui interagissent positivement. En revanche, un des désavantages est lié au fait que tous les PPP ne sont pas aisément dégradables (ex. cuivre) et que les produits à dégrader ou la formation de produits de transformation peuvent potentiellement être toxiques pour des plantes et des micro-organismes ne possédant pas les enzymes nécessaires (Eevers *et al.*, 2017). D'autre part, le taux de dégradation ou d'accumulation de certains produits dans les plantes est faible : en effet, en termes de bilan, ces techniques de phytoremédiation ne portent que sur quelques pourcents de la quantité initiale (généralement < 10%).

5.4.2. Solutions technologiques

D'autres techniques plus industrielles, essentiellement pour traiter l'eau, ont été discutées et leur potentiel évalué (Jatoi *et al.*, 2021) : (1) procédés visant à favoriser les transferts de phase par sorption sur substrat ou filtration membranaire, (2) traitements basés sur les processus biologiques (*biological purification systems*), (3) procédés d'oxydation avancée (comme le procédé Fenton).

- Les substrats testés concernent soit des polymères artificiels, des nanocomposites comme le Fe_3O_4/rGO pouvant être recyclé plusieurs fois par la présence d'élément magnétique, soit des substrats naturels comme les argiles ou les résidus de culture pyrolysés. Les techniques membranaires comprennent, selon les molécules, la micro-ultra-nano-filtration, voire l'osmose inverse ;
- Les « *biological purification systems* », incluant les « *microbial electrolysis cells* », sont des biotechnologies basées sur l'activité électrochimique des bactéries transférant des électrons à l'anode. Cette technique a montré des performances intéressantes pour l'élimination des ions nitrate, mais des travaux sont nécessaires pour évaluer leur potentiel pour les PPP ;
- Dans les procédés chimiques, la chloration est mentionnée comme pouvant stimuler certaines réactions oxydatives, mais conduisant parfois à des sous-produits toxiques. Les procédés d'oxydation avancées s'appuient sur la production indirecte (UV, ozone, processus électrochimiques ou d'oxydation catalytique avancés) de radicaux libres, puissants oxydants comme OH^- ou SO_4^-, le persulfate de sodium ou l'oxyde de titane (TiO_2). La technique de Fenton combine le proxyde d'hydrogène (H_2O_2) au sulfate ferrique.

Ces techniques présentent l'avantage d'être rapides (infra-horaire), elles sont plus ou moins coûteuses selon la technique (certains substrats sont peu onéreux et d'autres très, *idem* pour les techniques membranaires), mais elles nécessitent des approfondissements pour caractériser leur efficacité et leurs limites. En effet, les anciennes molécules comme les organophosphorés ou les triazines présentent de bonne capacités de rétention par ces techniques, alors que les molécules hydrophiles répondent moins à celles-ci. Dans tous les cas, les performances sont au maximum de l'ordre de 80-90% à partir de concentrations initiales en mg/L et non en µg/L comme dans les eaux agricoles.

D'autres solutions d'interception des flux agricoles par des aménagements (bandes ripariennes inondées, bioréacteurs… Tournebize *et al.* ((2020)) ont été évaluées pour la rétention des ions nitrate mais très peu de travaux ont porté sur leur application au cas des PPP.

5.5. Limiter les transferts aériens : les barrières physiques

Ainsi qu'indiqué dans la section 4, l'émission de PPP vers l'atmosphère peut avoir lieu au moment de l'application, par dérive des gouttelettes de pulvérisation transportées par le vent hors de la parcelle traitée, ou en post-application, par volatilisation depuis la surface traitée. Une fois émis, la dispersion atmosphérique transporte ces composés en aval de la parcelle traitée à différentes distances générant ainsi une contamination de l'air par les gouttelettes dispersées (que l'on nomme souvent la dérive aérienne) ou le gaz issu de la volatilisation, ainsi qu'une contamination des écosystèmes non cibles par dépôts des gouttelettes (dérive sédimentaire) ou du gaz (dépôt sec). Ces concentrations et ces dépôts diminuent lorsque l'on s'éloigne de cette parcelle, la décroissance dépendant des conditions météorologiques, de l'état du PPP (la décroissance sera plus marquée pour les gouttelettes de pulvérisation que pour celle de la phase gaz du composé), des techniques d'application qui conditionnent la taille des gouttes, notamment, ainsi que leurs conditions d'émission dans l'atmosphère (vitesse, angle d'éjection) ou de la configuration locale comme la présence d'obstacles. On peut noter que si de nombreux travaux ont porté sur la dérive sédimentaire (prise en compte dans les dossiers réglementaires), moins de travaux se sont consacrés à la dérive aérienne (Jensen et Olesen, 2014).

Ainsi, tout dispositif augmentant la distance entre le bord de la parcelle traitée et l'écosystème non cible à protéger permet de se placer dans une zone de concentrations atmosphériques et de dépôt moindres qu'à proximité de la parcelle traitée (van de Zande *et al.*, 2004). Sa largeur dépend des conditions d'application (e.g. van de Zande *et al.* (2019)) et de l'(éco)toxicité des substances. Des recommandations ont été faites dans ce sens, que cela soit pour protéger les eaux de surface, les biotopes terrestres (e.g. en Suisse, Schweizer *et al.* (2014)) ou récemment les riverains (décret de Décembre 2019 en France sur les distances de sécurité minimales selon la culture[5]). Ces préconisations ont été faites avec pour objectif de protéger ces écosystèmes non cibles de la dérive sédimentaire des gouttelettes essentiellement. Cependant, quelques travaux montrent que, pour certains composés sujets à la volatilisation, les dépôts gazeux issus de la dispersion atmosphérique de la fraction de PPP volatilisée peuvent contribuer, en cumulé sur la durée de la volatilisation, à une contamination des eaux de surface supérieure à celle qui est due au dépôt des gouttelettes de pulvérisation, généralement plus intense mais beaucoup plus ponctuel (e.g. Bedos *et al.* (2013)). Ce constat a engagé FOCUS (2008) à proposer un schéma d'évaluation des risques en lien avec cette voie de transfert. La décroissance des concentrations dans l'air et les dépôts secs associés étant différente de celle des gouttelettes de pulvérisation, les dimensions des distances de sécurité - non estimées à l'heure actuelle à notre connaissance -, pourraient être différentes de celles préconisées actuellement pour la dérive sédimentaire si de telles distances étaient amenées à être définies.

La mise en place de barrières physiques en aval de la parcelle traitée peut permettre de réduire encore la dispersion atmosphérique des composés (van de Zande *et al.*, 2004). Les différents types de barrières physiques pouvant être mis en place sont (i) les haies végétales ou (ii) les systèmes artificiels verticaux tels que les filets brise-vent ou les filets Alt'Dérives, horizontaux et verticaux comme les filets paragrêles couplés à des filets Alt'Carpo avec pour

[5] https://www.legifrance.gouv.fr/download/pdf?id=CjXGRJBSWF2ACIm0Q4hE8VJ_YwVKJwMPU1DGZ7SpNN8=

objectif de filtrer la masse d'air par interception des gouttelettes, de modifier l'écoulement d'air en diminuant la vitesse du vent. A noter l'étude de Vieira *et al.* (2018) portant sur l'efficacité de plusieurs rangs de maïs à limiter la dérive sédimentaire. Cette barrière physique agit en :

- Modifiant le champ de vent de la manière suivante : l'influence d'une haie de hauteur H peut s'observer en amont de la haie, jusqu'à -15 H avec un effet plus fort à partir de -5 H et notamment une réduction de l'intensité du vent (Ucar et Hall, 2001), l'écoulement d'air commençant à ralentir quelque peu et à diverger dans la zone située à -5 H et en dessous de la hauteur de la haie (Asman, 2005) ; en aval de la haie, l'influence de la haie peut s'observer jusqu'à 60 H avec un effet plus fort jusqu'à 30 H d'après Ucar et Hall (2001), Asman (2005) indiquant que la vitesse minimale peut s'observer à une distance sous le vent comprise entre 2 H et 8 H, générant une zone « calme ». Au-dessus de la haie, où la plupart de l'écoulement d'air est amenée à passer selon la porosité du brise-vent, la vitesse du vent augmente sur une hauteur d'au moins 1,5 H au-dessus de la hauteur H du brise-vent (Figure 5-15). De Schampheleire *et al.* (2009) indiquent que ces distances relatives à la hauteur de la haie dépendent toutefois de la porosité de la haie ;
- Interceptant des gouttelettes à la fois dans le champ et par la haie (Ucar et Hall, 2001). Cette capacité d'interception de la haie est beaucoup moins étudiée que l'effet de la haie sur l'écoulement d'air. Raupach *et al.* (2001b) présentant un modèle testé sur un jeu de données, concluent que l'efficacité de piégeage de gouttelettes de pulvérisation résulte d'un compromis entre l'interception des particules et le débit de l'écoulement à travers la haie, ce qui implique une valeur optimale de la porosité optique. Certains travaux montrent que l'efficacité d'interception d'une haie vive est plus efficace que celle d'une barrière artificielle qui, en étant plus rigide, génère une déflection plus importante du flux au-dessus. Par ailleurs, la haie présente une surface d'échange plus grande lui conférant ainsi une plus forte capacité d'interception (De Schampheleire *et al.*, 2009). A notre connaissance, l'efficacité des haies à limiter la dispersion atmosphérique de la phase gaz des PPP est peu connue actuellement - des travaux sur l'ammoniac sont reportés par Asman (2005). Les travaux récents montrant une réduction du transfert dans l'air jusqu'à 12 h après l'application suggèreraient une capacité d'interception du gaz de la barrière étudiée mais cet effet semble s'estomper ensuite (Ruthy *et al.*, 2019).

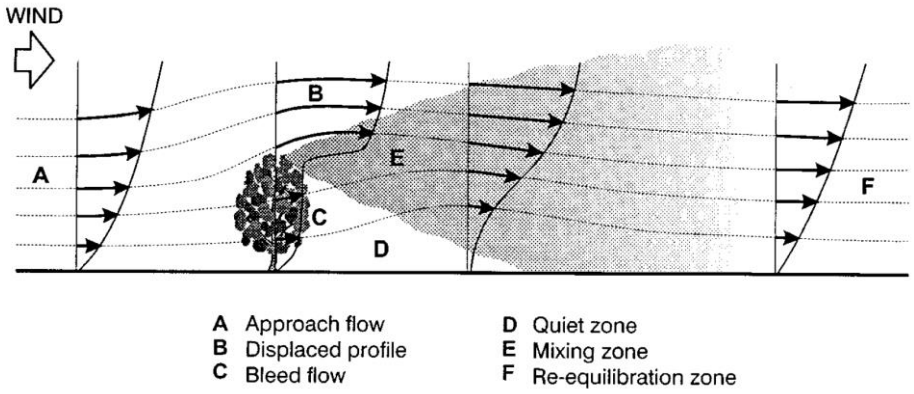


Figure 5-15. Profils de vent en amont et aval d'une haie (Asman, 2005).

A noter que la présence de haie est l'un des facteurs identifiés par les épidémiologistes dans l'étude de l'exposition des riverains comme diminuant la présence et les concentrations de PPP dans les poussières des maisons (Teysseire *et al.* (2021) d'après Beranger *et al.* (2014)).

5.5.1. Evaluation de l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive

Ainsi qu'indiqué ci-dessus, l'étude de la capacité d'obstacles tels que les haies à atténuer le vent n'est pas récente (Ucar et Hall, 2001), elle a été explorée pour l'ammoniac par exemple (Asman, 2005), les particules atmosphériques ou les pollens (par exemple, Huang *et al.* (2015) ou Bouvet *et al*. (2007)). Concernant les PPP, Ucar et Hall (2001) indiquent que les travaux portant sur l'efficacité des brise-vent à limiter leur dérive étaient peu

nombreux au début des années 2000 à quantifier leur efficacité (les auteurs relèvent des études intensives, mais avec des protocoles parfois différents, aux Pays-Bas, en Nouvelle-Zélande, Australie et Allemagne). Le plus souvent, ces études se sont basées sur une recherche de réduction de la dérive sédimentaire à partir de mesures à l'aide de traceurs ou d'eau. Plus récemment, des études ont été lancées dans divers pays (Suisse (Schweizer *et al.*, 2014) ; Belgique (Ruthy *et al.*, 2019) ; Pays-Bas (Vermeulen *et al.*, 2019) ; France (Bedos *et al.*, 2020) ; Royaume-Uni (Butler Ellis *et al.*, 2010)) pour évaluer l'exposition des riverains mais aussi adapter au mieux les distances de sécurité mises en place et ce en fonction de différents leviers, qu'ils relèvent du matériel d'épandage utilisé, des conditions d'épandage ou de la configuration locale et donc notamment de la présence ou non de barrière physique, ou de la combinaison de ces leviers. Certains de ces travaux ont intégré l'étude de la dérive aérienne, voire la dispersion de la phase gaz.

Des gammes d'efficacité identifiées dans la littérature ou dans des rapports de projets sont synthétisées dans le Tableau 5-2 (Bedos *et al.*, 2020).

Tableau 5-2. Efficacité des haies (tableau du haut) et des filets verticaux (tableau du bas) sur la limitation de la dérive en arboriculture, viticulture et cultures basses.

		% réduction de dérive		
Stade végétatif	Protocole	Arboriculture / houblon	Viticulture	Cultures basses
Début végétation	A 10 m du dernier rang	50 à 70% (1)	- (2)	- (2)
	A 20 m du dernier rang	- (2)	- (2)	- (2)
Pleine végétation	A 10 m du dernier rang	80 à 90% (1)	- (2)	- (2)
	A 20 m du dernier rang	45 à 75% (1)	- (2)	- (2)
Pleine végétation	A 2 m derrière la haie	- (2)	- (2)	60 à 90%
	A 7 m derrière la haie	- (2)	- (2)	< 60%

(1) Données essais les plus récents : CTIFL (France), Wageningen (Hollande), East Malling (Angleterre) ; Agroscope (Schweizer *et al.*, 2013) ;
(2) Pas de données

Type filet	% efficacité	Arboriculture	Viticulture	Cultures basses
Brise-vent (maille 1 × 1 mm) positionné à 3 à 5 m du dernier rang	A 10 m du dernier rang	-35 à 30% (3)	- (2)	- (2)
	A 20 m du dernier rang	-55 à 40% (3)	- (2)	- (2)
Filets anti-insectes ou paragrêle vertical (maille 5,5 × 2,2 mm / 3,4 × 2,2 mm / 3,4 × 8,8 mm / 7 × 3 mm)	A 10 m du dernier rang	65 à 100% (4)	- (2)	50% (4)
	A 20 m du dernier rang	55 à 80% (4)	- (2)	- (2)
Filets Alt'Dérives (maille 0,77 × 0,39 mm)	A 5 m du dernier rang	- (2)	64 à 71% (5)	- (2)
	A 10 m du dernier rang	- (2)	En moyenne 55% (5)	- (2)

(2) Pas de donnes référencées (3) Données essais les plus récents : CTIFL (France, Suisse), (4) Données essais les plus récents : CTIFL (France), Wageningen (Hollande), Agroscope (Schweizer *et al.*, 2013), projet PROPULPP (Belgique) (5) Données IFV Bordeaux

Ces données montrent une réelle efficacité des barrières physiques à limiter la dérive sédimentaire, avec toutefois un point de vigilance quant à l'effet de la porosité de la barrière. En effet, si celle-ci est trop faible, comme dans le cas des brise-vent à petites mailles qui s'apparentent alors à un mur, cela peut accentuer le dépôt en aval de la haie en lien avec des phénomènes turbulents. Ce phénomène a été observé par De Schampheleire *et al.* (2009), surtout avec des barrières artificielles, ou par Vermeulen *et al.* (2019). Les auteurs concluent alors à un besoin d'études supplémentaires pour pouvoir préconiser la bonne combinaison hauteur/LAI de haie (LAI - *Leaf Area Index*). Par ailleurs, Ruthy *et al.* (2019) identifient, lors d'essais menés dans le cadre du projet Propulpp portant sur les tests de filets anti-insectes de 2 m de haut (tests avec PPP et tests avec traceurs), un effet du filet dans les 10 m en aval avec globalement une diminution de la dérive dans la majorité des tests réalisés, l'effet s'estompant au-delà. Ce comportement est également retrouvé par van de Zande *et al.* (2004) dès 7 m en aval d'une haie de miscanthus. Ruthy *et al.* (2019) notent toutefois une certaine variabilité des résultats en lien avec l'effet des conditions météorologiques. A ces données, nous pouvons rajouter les données d'Otto *et al.* (2015) obtenues en vigne qui concluent à une très bonne efficacité d'une haie à limiter la dérive, entre 85 et 92% à partir d'un calcul

basé sur la différence de distances à laquelle 1% de dérive sédimentaire est observée (étude menée dans des conditions de vent quasi nul). Par ailleurs, une autre solution explorée en arboriculture repose sur les filets paragrêles tendus horizontalement au-dessus des vergers. Ces filets limitent l'extension du nuage de particules pulvérisées vers le haut, et réduisent dès lors la dérive sédimentaire de 65, 75 et 80% respectivement à 5, 10 et 20 m du dernier rang (Bedos *et al.*, 2020). Vieira *et al.* (2018) relèvent l'efficacité de huit rangs de maïs (test sur trois hauteurs, 0,91, 1,22 et 1,98 m) à limiter la dérive sédimentaire, tout en indiquant que le nombre de rangs doit être optimisé.

5.5.2. Facteurs influençant l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive

Les différents travaux cités ci-dessus ont permis d'identifier les principaux facteurs conditionnant l'efficacité d'une barrière physique à limiter la dispersion des polluants :

- Une porosité trop élevée ou trop faible est néfaste (que cela soit pour les haies naturelles ou artificielles). Ainsi, un compromis est nécessaire entre le fait d'intercepter les gouttes et de laisser passer un peu d'écoulement d'air (Hamel, 2010; Ruthy *et al.*, 2019). Mercer (2009) propose même un modèle pour calculer cette porosité optimale. Lemieux et Vézina (2014)) suggèrent une porosité optique idéale entre 10 et 40% (citant Mercer, (2009) ; (Mercer et Roberts, 2005) ; Raupach *et al.*, (2001b) ; Lazzaro *et al.,* (2008)) avec une porosité optique optimale de 25% (citant Mercer, (2009)). Ils indiquent que, visuellement, la porosité doit être de moyennement dense à dense. Par ailleurs, Vieira *et al.* (2018), lors de leurs travaux basés sur des rangs de maïs en tant que barrières, citant Dorr *et al.* (1998) ont relevé l'intérêt de plusieurs rangées de brise-vent à faible porosité qui seraient plus efficaces pour atténuer la dérive des particules par rapport à une seule rangée de végétation dense (par augmentation de la surface de capture des gouttelettes tout en minimisant la turbulence et la déviation du flux d'air), le maïs étant tout à fait adapté. Par ailleurs, ils notent l'intérêt de cultures agricoles en tant que barrière en termes d'acceptabilité par les agriculteurs.
- La hauteur est primordiale avec des préconisations encore hétérogènes : au moins égale à la hauteur de pulvérisation pour van de Zande *et al.* (2004), 2 m plus haute que la culture (guide d'évaluation des risques environnementaux locaux en Angleterre) ou deux fois plus haute que la culture (Ucar et Hall, 2001).
- Largeur ou nombre de rangs d'arbres : l'effet n'est pas très clair selon les divers travaux reportés dans la littérature (Lazzaro *et al.*, 2008). Asman (2005) relève une diminution de la zone « calme » sous le vent en fonction du nombre de rangs observée en soufflerie, en lien avec une augmentation de la turbulence, mais note également le manque de données au début des années 2000. La structure interne de la haie (*i.e.* l'architecture foliaire) est également à prendre en considération (Ucar et Hall, 2001), tout comme la continuité de la haie sur sa longueur, identifiée par plusieurs auteurs, ou l'orientation de la haie par rapport à la direction du vent (dont l'effet sur l'écoulement est discuté par Asman ((2005))) et par rapport aux rangs de la culture (parallèle au rang selon Lemieux *et al.* ((2014))).
- La composition de la haie végétale et l'adéquation avec son stade de développement au moment de traitements sont identifiées par van de Zande *et al.* (2004) comme cruciaux. Ainsi, pour les cultures hautes (arboriculture, viticulture), il s'agit de privilégier des espèces à développement du feuillage précoce (érable, sureau, aubépine, charme, chèvrefeuille, lilas ; l'aulne ne semble pas assez développé au moment des premiers traitements en arboriculture pour être efficace pour limiter la dérive d'après Wenneker et Van de Zande (2008)) voire à feuillage persistant ; pour les cultures basses, des plantations de type « barrière de végétation » peuvent ponctuellement être mises en place le temps de la culture (Miscanthus par exemple).
- La localisation de la haie par rapport au dernier rang traité : peu d'éléments sont disponibles. Dans la littérature, Lemieux *et al.* (2014) indiquent qu'il faut tenir compte des contraintes locales (présence de fossés, drains…) et rechercher à minimiser l'effet sur la culture (ombre). Bedos *et al.* (2020) évoquent une distance variant entre 3 et 8 m. Des résultats issus de travaux de modélisation pourraient être rajoutés à cette analyse, montrant qu'une haie localisée en amont de la parcelle traitée peut modifier l'écoulement sur la parcelle traitée et donc la dispersion des produits émis depuis la parcelle traitée, notamment les PPP émis par volatilisation (Pelosi *et al.*, 2019). Ces éléments doivent cependant être confrontés à des mesures.

5.5.3. Effets associés à la présence de barrières physiques

Lors de la réalisation de cette synthèse, quelques points complémentaires ont été relevés quant à l'intérêt des haies naturelles dans le paysage (outre pour leur capacité à filtrer la dispersion des PPP) mais également des points de vigilance. Sans que ces points aient fait l'objet d'une recherche bibliographique exhaustive, ils sont néanmoins indiqués ci-après à titre informatif.

- Intérêt des haies dans le paysage : les haies représentent un réservoir de biodiversité (Otto *et al.*, 2009; Ogburn *et al.*, 2021) pour les zones boisées, protègent la culture du vent, améliorent le microclimat (Wenneker et Van de Zande, 2008) ou limitent l'érosion du sol (Ucar et Hall, 2001; Hamel, 2010). La synthèse de Andreu *et al.* (2009) décrit les avantages et inconvénients des haies vives. Ainsi, malgré un certain nombre d'inconvénients des haies vives (habitats pour espèces nuisibles, compétition possible avec les cultures pour l'eau ou les nutriments, zone ombragée sur la culture), Hamel (2010) conclut à un bilan global positif des haies.
- Points de vigilance : les haies elles-mêmes peuvent faire l'objet d'une contamination accrue aux PPP. Ce point était déjà relevé en 2005 (Aubertot *et al.*, 2005) en citant les travaux de Weisser *et al.* (2002) : « La haie ne supprime toutefois pas l'intérêt de zones non traitées ou de dispositifs de limitation de la dérive à même de réduire les dépôts sous la haie qui constituent une réelle source de concentration des produits et de dégradation de la flore (Weisser *et al.*, 2002) ». Dans la même idée, Kjaer *et al.* (2014) testant l'efficacité de zones non traitées pour protéger les haies, trouvent une efficacité plus grande de la zone non traitée sur le bas de la haie que sur le haut, constat amenant les auteurs à conclure que dans les cas où le haut de la haie doit également être protégé (pour la protection de baies et des fleurs par exemple), d'autres solutions de remédiation doivent être employées, telle que l'utilisation de buses anti-dérive ou un choix précautionneux des conditions de traitements. Par ailleurs, le dépôt de composés *via* le lessivage par la pluie ruisselant le long des troncs des arbres peut engendrer un dépôt significatif sous la haie, contribuant ensuite potentiellement à la contamination des eaux de surface (Rice *et al.*, 2016). Une hypothèse de lessivage par la pluie de feuillage ayant intercepté un composé après sa volatilisation a été faite par Bicahlo *et al.* (2010).

5.5.4. Combinaison de leviers

Les barrières physiques font partie de la palette de leviers mobilisables pour limiter les transferts aériens de PPP (air réduit sur appareil standard, gestion de l'assistance d'air, buses à limitation de dérive, pulvérisation confinée, appareil à flux dirigé ou face par face...). Ces leviers peuvent être combinés afin d'améliorer encore la réduction de la dérive (Bedos *et al.*, 2020) voire de diminuer les distances de sécurité initialement préconisées, comme en Suisse par exemple (Schweizer *et al.*, 2014). Otto *et al.* (2015) ont étudié l'effet combiné d'une haie selon l'utilisation ou non de matériel anti-dérive et ont montré que la présence d'une haie était très efficace pour réduire la dérive. van de Zande *et al.* (2004) ont, quant à eux, observé 95 à 99% de réduction de dérive lors de la combinaison de pulvérisateur à air assisté et d'une haie plus élevée que la hauteur de la grande culture traitée. Ces derniers indiquent également une bonne efficacité issue de la combinaison d'une haie avec le fait de ne traiter qu'une seule face du dernier rang, efficacité également relevée par Wenneker et Van de Zande (2008).

Ainsi, le principe de combinaison de moyens a déjà été adopté par certains pays européens mais sur une gamme souvent limitée de moyens (ex. buse + gestion de l'air en cultures pérennes et ou aménagements (Bedos *et al.*, 2020)). Un système de points attribués à chaque combinaison a été élaboré par exemple par Schweizer *et al.* (2014). D'autres méthodes sont aussi proposées (Otto *et al.*, (2015), ce qui laisse penser à une hétérogénéité des moyens d'évaluation. van de Zande *et al.* (2019) concluent également que, par manque de données sur la réduction de la dérive en combinant la présence d'une haie et un autre levier de réduction, la capacité de filtration de la haie dans ces conditions est méconnue. Des études complémentaires doivent être menées avant d'identifier les brise-vent comme un moyen de réduction de la dérive (et le classifier ainsi). Il reste par ailleurs difficile de tester toutes les combinaisons possibles, ainsi, la modélisation et la simulation sur bancs apparaissent alors essentiels (Bedos *et al.*, 2020).

5.5.5. Conclusion

L'efficacité des barrières physiques quant à leur capacité à limiter la dispersion des PPP en aval des parcelles traitées semble globalement être vérifiée par les mesures et par les études de modélisation. Toutefois, un certain nombre de points de vigilance est à relever, ce qui limite pour l'instant les préconisations précises quant aux typologies les plus adaptées.

Plusieurs points relèvent de la variabilité des conditions d'observation lors des expérimentations (*i.e.* type de haies, stade de développement, conditions météorologiques) des méthodologies d'évaluation employées, voire de la définition même des variables qui peut différer selon les auteurs (porosité, optique, aérodynamique), ce qui rend complexe la comparaison des résultats (Ucar et Hall, 2001) ainsi que la préconisation générique de solutions efficaces quelle que soit la situation (Bedos *et al.*, 2020). Schweizer *et al.* (2013), au vu de la variabilité de la réduction de la dérive observée dans les essais, concluent que cette variabilité doit être prise en compte pour définir une réglementation dans les conditions pratiques. Il a été relevé un effet décroissant de la haie avec la distance et il semble donc important d'intégrer cette diminution dans le facteur de réduction de la dérive estimée.

Ensuite, l'identification des valeurs optimales des caractéristiques d'une barrière physique reste encore incertaine. Pourtant, la vigilance est de mise car, en cas de porosité trop faible créant un effet « mur », une augmentation des dépôts juste après la barrière peut arriver ainsi que relevé dans la section ci-dessus. Aubertot *et al.* (2005) notaient alors que « La haie limite la dérive ». Les haies sont à l'origine de mouvements d'air conduisant, d'une part, à une zone de protection sous le vent, dont l'étendue est directement liée à la hauteur et à la densité de la haie et, d'autre part, localement, à des zones d'accumulation (Kloppel et Kordel, 1997). Il en est de même de l'impact des haies sur la distribution des PPP vis-à-vis de la flore environnante, avec une zone d'atténuation des impacts immédiatement sous le vent, mais aussi des dommages accrus un peu plus loin (Kloppel et Kordel, 1997).

Enfin, les essais ont souvent porté sur l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive sédimentaire et les travaux sur la dérive aérienne sont plus récents (Lazzaro *et al.*, 2008; Ruthy *et al.*, 2019; Vermeulen *et al.*, 2019)). Toutefois, van de Zande *et al.* (2004) reportent déjà quelques travaux menés dans les années 1990 montrant qu'une haie placée en bordure d'une culture arboricole a permis de réduire la dérive sédimentaire en aval de la haie mais également la dérive aérienne. Il est nécessaire de continuer à explorer ce volet pour évaluer si un levier permettant de réduire la dérive sédimentaire va réduire dans les mêmes proportions la dérive aérienne et d'étudier également la capacité de la haie à filtrer la phase gazeuse issue de la fraction de composé volatilisé.

6. Modélisation du transfert des produits phytopharmaceutiques dans l'environnement

En dépit de l'importance des expérimentations de terrain qui ont été réalisées, il n'est pas possible de s'appuyer uniquement sur ces mesures pour prendre en compte toutes les combinaisons possibles de facteurs de site, de facteurs météorologiques et hydrologiques et de propriétés des PPP. Il est donc essentiel d'avoir recours en complément à des approches de modélisation afin d'évaluer les effets de ces facteurs et propriétés sur le transfert des PPP et pour mettre en place ou évaluer l'efficacité d'une zone tampon. La synthèse suivante porte sur les modèles décrivant les transferts de PPP sol/eaux continentales de surface / air sans considérer les transferts vers le milieu marin.

6.1. Modèles utilisés dans le cadre règlementaire

Il existe de nombreux modèles numériques décrivant le devenir des PPP dans l'environnement. Les plus utilisés au niveau Européen sont les quatre modèles retenus pour évaluer les risques de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface liés à l'utilisation des PPP dans le cadre de leur approbation et mise sur le

marché (FOCUS, (2000) ; FOCUS, (2001), Règlement (CE) No 1107/2009, 2009) : MACRO (*Model of Water Flow and Solute Transport in Macroporous Soil* ; Larsbo et Jarvis (2003)), PELMO (*Pesticide Leaching Model* ; Klein (1995)), PEARL (*Pesticide Emission model At the Regional and Local scales* ; Leistra *et al.* (2001)) et PRZM (*Pesticide Root Zone Model* ; Carsel *et al.* (1998)). Ces modèles en une dimension permettent de simuler le transport de l'eau et des PPP dans le sol et leurs transferts vers différents compartiments de l'environnement (eaux souterraines, eaux de surface, plantes, air), mais ils diffèrent par les processus qu'ils intègrent et leur manière de les représenter : par exemple, MACRO et PEARL sont basés sur l'équation de Richards pour décrire le transfert de l'eau dans les sols tandis que PRZM et PELMO sont des modèles capacitifs. Seul MACRO décrit le transport des PPP dans la macroporosité des sols et seul PRZM décrit leur transfert vers les eaux de surface par érosion et ruissellement. La performance de ces modèles, c'est-à-dire leur capacité à reproduire un système réel, a été étudiée à de nombreuses reprises. Les principaux résultats sont synthétisés dans les deux sections suivantes.

6.1.1. Eaux souterraines

Au niveau règlementaire, MACRO, PELMO, PEARL et PRZM sont utilisés pour évaluer les concentrations en PPP dans les eaux souterraines à un mètre de profondeur (FOCUS, 2000), considérée comme zone sous-racinaire.

La plupart des études ayant été conduites pour déterminer la performance de ces modèles se limite à comparer les concentrations simulées à des concentrations observées après application d'un PPP dans une seule culture pendant une saison culturale. Dans ces conditions, la performance varie en fonction du PPP et du contexte (climat, sol, culture) mais, d'une manière générale, MACRO est le modèle le plus performant (Mamy *et al.* (2008) ; Leistra et Boesten (2010) ; Labite *et al.* (2013) ; Marín-Benito *et al.* (2014) ; Giannouli et Antonopoulos (2015) ; Marín-Benito *et al.* (2020). Récemment, Mamy *et al.* (2017) ont testé la capacité de MACRO, PEARL et PRZM à reproduire les flux d'eau et les concentrations en PPP lixiviées dans des systèmes de culture innovants (*i.e.* tenant notamment compte des rotations) et à l'échelle pluriannuelle. Dans l'ensemble, MACRO, PEARL et PRZM ne décrivent pas bien la dynamique observée des quantités d'eau percolée et des concentrations en PPP et ils ont tendance à sous-estimer les concentrations des PPP peu mobiles car le transport particulaire n'est pas représenté. Inversement, ils tendent à surestimer les concentrations en PPP très mobiles et persistants. Au final, la meilleure performance a été obtenue pour MACRO, suivi de PEARL puis de PRZM, mais ces modèles sont probablement plus adaptés pour estimer des concentrations moyennes sur des pas de temps longs que pour estimer des concentrations sur des pas de temps courts. D'autre part, MACRO, PELMO, PEARL et PRZM ne permettent pas de simuler des pratiques agricoles complexes, telles que la présence d'un mulch ou l'apport de produits résiduaires organiques (PRO), et ils représentent la plante et sa croissance de manière simplifiée. Ainsi, une approche de modélisation basée sur une utilisation séquentielle d'un modèle de culture, STICS (Simulateur mulTI disciplinaire pour les Cultures Standards ; Brisson *et al.* (1998)), et de MACRO (Larsbo et Jarvis, 2003) a été développée pour simuler le devenir dans l'environnement des PPP appliqués dans les systèmes de culture impliquant différents types de pratiques agricoles (Lammoglia *et al.*, 2017). Sans calage, STICS-MACRO reproduit mieux que MACRO après calage les concentrations en PPP observées. En effet, STICS-MACRO décrit de manière plus réaliste que MACRO la croissance de la culture, ce qui permet une meilleure description de l'interception des PPP par le couvert végétal au moment de l'application et ainsi une estimation plus réaliste des quantités arrivant réellement au sol (Lammoglia *et al.*, 2017). La croissance de la culture joue aussi un rôle important dans le bilan hydrique au travers de l'évapotranspiration. Les résultats suggèrent toutefois que les performances de STICS-MACRO sont meilleures lorsque les flux d'eau et de PPP sont cumulés sur de longues périodes (plusieurs mois) (Lammoglia *et al.*, 2017). Marín-Benito *et al.* (2015; 2020) ont, quant à eux, modélisé avec PRZM et MACRO les effets de l'apport de PRO (substrats de cultures de champignons, composts de déchets verts) sur le transfert de fongicides et d'herbicides vers les eaux souterraines. Les deux modèles ont reproduit les observations de manière acceptable, MACRO étant plus performant que PRZM (Marin-Benito *et al.*, 2015; Marin-Benito *et al.*, 2020). Par ailleurs, une méthode innovante a été mise au point pour représenter un mulch dans le modèle MACRO en l'assimilant à un horizon de sol contenant une teneur en carbone organique fonction de la nature du mulch et ayant des propriétés hydrodynamiques particulières, et en introduisant un facteur correctif de l'évapotranspiration pour tenir compte de l'effet du mulch sur le bilan hydrique (Marin-Benito *et al.*, 2018). Cette méthode permet de simuler, avec MACRO,

les flux d'eau et de PPP dans les systèmes de culture basés sur les techniques culturales sans labour. Elle reste cependant à tester pour d'autres types de PPP et d'autres types de mulchs. Enfin, MACRO s'est révélé performant pour modéliser la lixiviation observée d'herbicides dans des cultures de maïs soumises à différents régimes d'irrigation (Fait *et al.*, 2010).

L'ensemble de ces résultats indique que l'évaluation règlementaire des risques de contamination des eaux souterraines sous-racinaires pourrait être améliorée en : (1) prenant en compte les transferts préférentiels (MACRO intègre ce processus mais il est rarement activé au moment du paramétrage), le transfert particulaire et les pratiques agricoles, (2) utilisant des modèles plus complexes (modèles 2D et 3D, modèles zones saturées/insaturées, modèles statistiques), (3) évoluant vers une approche spatialisée (EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2013; Boivin et Poulsen, 2017).

6.1.2. Eaux de surface

L'estimation règlementaire des concentrations en PPP dans les eaux de surface est conduite selon une approche en quatre étapes : les deux premières étapes sont basées sur un outil assez simple (FOCUS Steps 1-2) et sur des hypothèses « pire-cas » conservatrices, les deux suivantes (Step 3 et Step 4) sont basées sur les modèles MACRO (concentrations en PPP dans les eaux de drainage ; (Larsbo et Jarvis, 2003), PRZM (concentrations en PPP dans les eaux de ruissellement ; Carsel *et al.* (1998) et SWASH (quantités de PPP déposées sur les eaux de surface par dérive) (*Surface Water Scenarios Help* ; Te Roller *et al.* (2003)) couplés au modèle TOXSWA (devenir des PPP dans les fossés, mares et rivières) (*TOXic substances in Surface WAters* ; Adriaanse, (1997), l'étape Step 4 permettant de tenir compte de mesures de gestion du risque (FOCUS, 2001).

De nombreux auteurs ont montré que les approches Step 3 et Step 4 tendaient à sous-estimer les concentrations en PPP dans les eaux de surface (dans 25% à 44% des cas ; Knäbel *et al.* (2012) ; Knäbel *et al.* (2014) ; Santos Pereira *et al.* (2014)). D'une manière générale, il semble que les concentrations en insecticides et fongicides soient sous-estimées par les modèles tandis que les concentrations en herbicides soient surestimées. Toutefois, les travaux de Knäbel *et al.* (2012) ont fait l'objet de nombreuses critiques (Bach et Hollis, 2013; Reichenberger, 2013; 2014), en particulier sur le choix des concentrations mesurées (MEC) retenues pour être comparées aux concentrations simulées : les MEC ne résulteraient pas uniquement de contaminations liées au drainage, au ruissellement et à la dérive et des MEC pertinentes auraient été exclues de la comparaison. Ces arguments ont été réfutés par les auteurs qui ont démontré que le choix des MEC sélectionnées était justifié et que l'inclusion des valeurs écartées aurait conduit à une sous-estimation plus importante des concentrations observées (Knabel *et al.*, 2013b; a; Knabel et Schulz, 2014). D'autre part, Bach et Hollis (2013) et Bach *et al.* (2016) soulignent que l'approche utilisée dans PRZM pour modéliser le ruissellement (technique des « *Curve Numbers* ») n'est pas adaptée pour calculer les volumes d'eau ruisselés en bordure de champ et que les entrées de PPP dans les eaux de surface par érosion sont sous-estimées par les approches Step 3 et Step 4. Enfin, l'utilisation de PRZM (couplé à TOXSWA) ne permet pas de tenir compte du pas de temps horaire des précipitations susceptible de causer des pics de concentrations élevés (Bach *et al.*, 2016). Ainsi, l'évaluation règlementaire des concentrations en PPP dans les eaux de surface et des risques associés pourrait évoluer en (1) améliorant la représentation mécanistique du ruissellement et de l'érosion, (2) intégrant une dimension temporelle plus large et en tenant compte de la dynamique des évènements climatiques, (3) utilisant des modèles spatialisés (Bach *et al.*, 2016; Boivin et Poulsen, 2017).

6.1.3. Atmosphère

Ainsi que synthétisé par Guiral *et al.* (2016), les modèles utilisés au niveau règlementaire comprennent un calcul de la volatilisation selon des approches plus ou moins raffinées : une approche empirique pour la volatilisation depuis le sol à partir des caractéristiques physico-chimiques des matières actives pour MACRO (qui ne considère pas la volatilisation depuis le couvert végétal) ; une approche simplifiée des échanges sol / atmosphère (PELMO et PRZM) ; une description d'après un schéma résistif permettant de prendre en compte les conditions atmosphériques dans la description des échanges pour PEARL. L'insertion de la volatilisation dans ces modèles

avait initialement pour objet de prendre en compte un terme puits dans le devenir des composés dans le sol, et non d'étudier la volatilisation en tant que telle. Cependant, une évaluation de la capacité de MACRO, PELMO et PEARL à prédire le flux de volatilisation (ainsi que la lixiviation) a été réalisée lors du projet APECOP (Vanclooster *et al.*, 2003). Les auteurs ont alors été amenés à raffiner les approches, notamment la discrétisation spatio-temporelle (le pas de temps des modèles FOCUS est généralement journalier, or la description de la volatilisation peut nécessiter des pas de temps plus courts, plutôt horaires ; de même, l'épaisseur de la couche de surface de sol doit être suffisamment fine pour représenter le processus de surface qu'est la volatilisation), et à proposer une paramétrisation de l'adsorption des composés dans le sol en conditions sèches *via* une dépendance du coefficient d'adsorption Kd en fonction de l'humidité du sol. Guiral *et al.* (2016) notent toutefois une difficulté de calage des valeurs seuils pour ce paramétrage. Depuis lors, quelques études ont été identifiées dans lesquelles ces modèles ont été déployés spécifiquement pour prédire la volatilisation, par exemple PRZM par Cryer *et al.* (2003) en ce qui concerne les fumigants, PELMO par Ferrari *et al.* (2005) pour trois composés appliqués sur sol nu. PEARL a été plus largement confronté à divers jeux de données de volatilisation depuis le sol et la plante (*e.g.* Houbraken *et al.*, (2016), il a également été adapté aux conditions en serre (Houbraken *et al.*, 2017) ou à la riziculture (van den Berg *et al.*, 2016b). Par ailleurs, PEARL a été couplé à des modèles de dispersion atmosphérique pour estimer l'exposition des populations aux PPP par transfert de la phase gazeuse issue de la volatilisation (*e.g.* Van den Berg *et al.*, (2016a). A noter que PRZM et PEARL ont été utilisés par Robert *et al.* (2015) pour estimer les pertes par volatilisation de fongicides appliqués sur blé (chlorothalonil et époxiconazole), composés dont les modèles différencient bien le comportement., Ces auteurs ont constaté, en testant les modèles quant à leur capacité à décrire l'effet de l'architecture du couvert sur le devenir environnemental des composés, que ceux-ci le répercutent *via* la distribution initiale du composé entre le couvert et le sol en lien avec le taux d'interception estimé. van den Berg *et al.* (2016b), synthétisant les approches sélectionnées dans PEARL et les tests réalisés ces 15 dernières années, ont relevé les limites actuelles du modèle, notamment en ce qui concerne sa capacité à décrire les processus d'interaction avec la surface des feuilles, l'effet de la formulation sur le comportement des produits ou la répartition des produits à l'application au sein du couvert.

6.2. Modélisation de la capacité des zones tampons à atténuer le transfert des produits phytopharmaceutiques

6.2.1. Echelle locale

Des modèles empiriques ont été développés pour aider à estimer l'efficacité d'une ZT à atténuer les concentrations en PPP. Ils sont basés sur des corrélations entre données observées et paramètres clés (comme la largeur de bande, le volume ruisselé entrant, etc. pour une zone tampon enherbée ; la dimension de la section, la longueur, la rugosité, la densité de végétation, pour les fossés), mais ces équations simples sont difficiles à utiliser en dehors du contexte local et sur la période temporelle pour lesquels elles ont été élaborées (Sabbagh *et al.*, 2009; Yu *et al.*, 2019). Des modèles plus complexes, tentant de reproduire les processus hydrologiques et physico-chimiques en jeu par des équations à base physique, ont été développés à l'échelle locale d'infrastructures paysagères, dont certains sont utilisés pour l'évaluation du risque lié aux PPP (Step 4) avant leur mise sur le marché au niveau européen (*cf.* section suivante) comme TOXSWA pour les fossés (Adriaanse, 1996; Crum *et al.*, 1999; Dollinger, 2016) et VFSMOD pour les bandes enherbées (Munoz-Carpena *et al.*, 1999; Lauvernet et Munoz-Carpena, 2018; Munoz-Carpena *et al.*, 2018). Pour ces derniers dispositifs, VFSMOD est le plus utilisé au niveau international, y compris au niveau des procédures d'homologation en dehors de la France (Etats-Unis, Canada, Allemagne), et c'est lui qui a montré les meilleures performances lors d'une comparaison avec trois autres modèles (Winchell *et al.*, 2010). C'est un modèle événementiel qui simule les processus hydrologiques (infiltration, ruissellement, sub-surface) et le transport des sédiments et des solutés (transport et dépôt) le long des zones tampons enherbées. La représentation du piégeage des PPP dissous et adsorbés sur la zone tampon enherbée y est intégrée. VFSMOD a été testé avec succès pour une variété de conditions d'expériences avec un bon accord entre les prédictions du modèle et les valeurs mesurées dans l'infiltration, le débit sortant, et l'efficacité de piégeage de la végétation pour les sédiments, le phosphore et les PPP (Poletika *et al.*, 2009; Sabbagh *et al.*, 2009; Fox *et al.*, 2018). Ce modèle

présente l'intérêt d'être l'objet d'analyses de sensibilité, de tests comparatifs et d'améliorations continues en fonction de l'avancée des connaissances, en particulier, un module pour rendre compte de la présence d'une nappe, des équations permettant de rendre compte de différents niveaux de réactivité des PPP avec le sol et différents formalismes pour décrire la dégradation ou le piégeage des PPP (Lauvernet et Munoz-Carpena, 2018; Lim *et al.*, 2018; Munoz-Carpena *et al.*, 2018; Munoz-Carpena *et al.*, 2019; Reichenberger *et al.*, 2019). Certains modèles plus complexes (CATHY 3D) ont été utilisés pour explorer l'influence de l'hétérogénéité des caractéristiques de surface et de sub-surface d'une bande enherbée sur son efficacité à réduire le ruissellement, montrant l'importance des valeurs de conductivité hydraulique (Gatel *et al.*, 2016).

Bien que les processus d'écoulement et de transport des sédiments dans les zones tampons enherbées soient bien documentés dans la littérature, des études expérimentales supplémentaires, en particulier à l'échelle du terrain et du bassin versant, sont indispensables pour mieux prendre en compte les processus d'interaction des PPP avec le sol et la végétation lors de leur traversée du dispositif dans le ruissellement. Le transport colloïdal à cette échelle est très peu documenté et *a fortiori* modélisé alors qu'il peut véhiculer des PPP adsorbés (Yu *et al.*, 2013; Wu *et al.*, 2014). Un travail de thèse récent propose également une modélisation de l'influence des macropores pouvant engendrer des écoulements préférentiels limitant la rétention des PPP dans le sol d'une bande enherbée dans VFSMOD (Orozco-López, 2020). Toutefois, ces travaux doivent être consolidés. Par ailleurs, la modélisation du devenir des PPP au cours du temps au sein d'une zone tampon végétalisée et les possibilités de leur remobilisation sur le long terme est à développer et à valider par des mesures de terrain adaptées. On note également le manque de représentation de l'évolution de la capacité de rétention, voire de dégradation, d'une zone tampon enherbée avec le temps (évolution de la végétation, de la matière organique, des propriétés physiques du sol, des communauté microbiennes…). Enfin, la modélisation du rôle des autres dispositifs tampon (haies, ZTHA, fossés) à limiter le transfert des PPP nécessite encore des développements spécifiques, puisqu'aucun modèle n'a été recensé dans l'analyse bibliométrique.

6.2.2. Echelle du bassin versant

Les modèles numériques de terrain et les Systèmes d'Information Géographique (SIG) ont été peu à peu intégrés à la recherche sur les zones tampons végétalisées pour mieux rendre compte de leur organisation spatiale. Des approches simples basées sur les SIG et des équations simples ou des scores évalués à dire d'experts ont été utilisés pour déterminer le potentiel de transfert et d'atténuation des contaminants à l'échelle du bassin versant (Jovanovic et Petersen; Dabrowski et Balderacchi, 2013; Dosskey *et al.*, 2015; Park *et al.*, 2017). Ces méthodes peuvent être utilisées à un premier niveau d'approche pour aider à identifier des zones à risque au sein d'un territoire où mener des études plus précises ou pour estimer grossièrement un niveau de pression sur le milieu aquatique en prenant en compte à la fois des informations sur le milieu, les pratiques, et les aménagements tampons pouvant limiter les transferts. Elles n'ont cependant pas toujours bénéficié de validations terrains et doivent être considérées avec prudence. Enfin, elles ne prennent pas en compte les aspects de variabilité temporelle des processus en jeu, qui peuvent être importants à considérer pour croiser avec certains effets biologiques et rendre compte de l'évolution d'efficacité d'une bande végétalisée au cours du temps.

Même s'il existe aujourd'hui un panel de modèles à cette échelle (MIKE SHE, ADM, LEACHM-runoff, GR5-pesticides, SACADEAU, STREAM-pesticide, FLOWT, VESPP, I-Phy-Bvci, MHYDAS, PeshMelba, PHYLOU, CATHY…), tous ne prennent pas forcément en compte l'influence de zones tampons ou alors de manière plus ou moins explicite. Wang *et al.* (2019b) mettent en exergue la nécessité de cibler au mieux le choix de ces modèles en fonction des objectifs et des échelles de temps et d'espace associés, plutôt qu'au seul critère d'utilisation et de citation dans la littérature scientifique. Des revues (Quilbe *et al.*, 2006; Payraudeau et Gregoire, 2012; Mottes *et al.*, 2014; Ippolito et Fait, 2019) donnent des clés pour mieux cibler le(s) modèle(s) selon les besoins de modélisation.

Le modèle SWAT (Arnold *et al.*, 1993), qui permet de rendre compte à un certain niveau de la présence de zones tampons, est le modèle le plus cité et utilisé au niveau mondial (50 articles faisant référence à son utilisation pour modéliser le transfert des PPP). Wang *et al.* (2019b) ont réalisé une revue des différentes applications de ce modèle

pour en dégager ses atouts et faiblesses, et identifier des besoins d'amélioration. SWAT prend en compte un certain nombre de pratiques agricoles et d'aménagements (cultures de couverture, gestion des résidus de culture pour couvrir les sols nus, culture en bandes, talwegs enherbés, bandes filtrantes végétalisées, bassins de sédimentation), à la fois pour la gestion des PPP, des sédiments et/ou des nutriments. Il a aussi été utilisé pour évaluer des impacts environnementaux à partir des concentrations d'exposition calculées qui ont été prises en compte pour le calcul d'unités toxiques, eux-mêmes comparés à des seuils d'effet (Chiu *et al.*, 2016). Le modèle a été également utilisé pour l'estimation de la probabilité de dépassement de seuils de toxicité choisis ou par le calcul du pourcentage d'espèces affectées à un niveau d'exposition donné (Whitfield Aslund *et al.*, 2017). Une étude a combiné SWAT avec d'autres modèles (dont PRZM, VFSMOD et EXAM) pour évaluer le risque lié à l'usage des PPP pour divers batraciens à l'échelle de zones critiques pour ces espèces (Clemow *et al.*, 2018). Des approches ont aussi été mises en œuvre afin d'intégrer une dimension économique aux solutions testées (Lescot *et al.*, 2013; Vernier *et al.*, 2017). D'autres outils de modélisation ont été développés pour tester différentes stratégies de désherbage (Prato et Woo, 2008) et des seuils de quantité appliquée admissibles pour respecter un seuil de qualité donné (Bannwarth *et al.*, 2016). Certaines applications ont proposé des améliorations pour optimiser le choix de solutions correctives selon une approche multi-objectifs (Maringanti *et al.*, 2011; Ahmadi *et al.*, 2013). Les nombreuses utilisations qui en ont été faites à travers le monde permettent de disposer d'une meilleure vision de la sensibilité de ses résultats aux paramètres clés ainsi que de son domaine d'application. Un autre atout de ce modèle réside sans doute dans l'existence d'un certain compromis entre son niveau de complexité et le besoin en données pour le paramétrage.

Toutefois, ce compromis entraîne inévitablement des limites de ce modèle pour certaines utilisations. En particulier, les résolutions spatiale (unités homogènes de réponses hydrologique) et temporelle (jour) peuvent être limitantes pour des approches de risque ou des choix de localisation d'aménagements à l'échelle des petits bassins. En particulier, la prise en compte des éléments paysagers (bande enherbée, fossé) est trop globale pour rendre compte de leurs hétérogénéités spatiales (dimensions, nature de sol, nature et densité de végétation, pente) ou de leur localisation réelle et de leurs connexions hydrologiques avec les parcelles traitées. Par ailleurs, le modèle considère des régressions linéaires pour décrire l'atténuation des PPP dans les zones tampons enherbées et dans les fossés (White et Arnold, 2009), ce qui ne rend pas compte de la variabilité de leur efficacité en fonction des événements pluvieux et des saisons (en particulier en présence d'une nappe peu profonde). Enfin, les processus de dissipation des PPP dans les mares et autres zones tampons humides considérées dans le modèle ne sont pas modélisés actuellement dans SWAT.

A l'échelle des petits bassins versants où un objectif est d'optimiser les pratiques agricoles, l'organisation spatiale des éléments paysagers et le dimensionnement des zones tampons pour limiter les transferts, les modèles spatialisés devraient permettre aux utilisateurs d'avoir des représentations topologiques des bassins versants et de simuler de manière suffisamment fine les connexions hydrologiques entre parcelles et éléments paysagers ainsi que les dynamiques temporelles, événementielles et continues, du transfert des PPP. Dans certains endroits ou situations, ces interactions peuvent être importantes (Mottes *et al.*, 2014). Les changements naturels dans la couverture végétale des structures de piégeage (bandes tampons, fossés), ainsi que les effets des pratiques de gestion sur ces structures, devraient être mieux pris en compte dans les modèles. Dans ce sens, certaines modélisations spatialisées semblent plus adaptées (MHYDAS (Moussa *et al.*, 2002), PeshMelba (Rouzies *et al.*, 2019), LIQUID (Branger *et al.*, 2007), CMF (Djabelkhir *et al.*, 2017), MIPP (Modélisation Intégrée du devenir des Pesticides dans les Paysages agricoles) (Voltz *et al.* (2019)). Même si ces modèles sont avant tout des outils de recherche en cours de développement et d'amélioration, ils offrent des perspectives intéressantes pour l'appui à l'évaluation de scénarios de pratiques et d'aménagements paysagers.

Gassmann *et al.* (2013) ont présenté l'intérêt de modéliser à la fois le transfert des PPP et de leurs produits de transformation. Ils ne prennent cependant pas en compte l'influence des zones tampons. Enfin, compte tenu du nombre croissant de paramètres induits par le raffinement des modèles, et de l'importance de consolider le choix des paramètres les plus influents pour la simplification de ces approches aux bassin versant, Gatel *et al.* (2020) ont montré l'intérêt des indices de Sobol pour réaliser des analyses d'incertitude et de sensibilité performantes avec un grand nombre de paramètres et rendre compte de leurs interactions.

Un travail de synthèse a été réalisé en 2018 par INRAE, commandité par l'AFB, dans l'objectif de mieux cerner les outils disponibles aujourd'hui pour réduire la contamination des eaux par les PPP (Juan *et al.*, 2018). Ce travail présente une grille de positionnement de méthodes et de modèles selon les enjeux, les échelles et les objectifs d'application. Parmi les outils visant plus spécifiquement à réduire les transferts de PPP, deux ont été répertoriés à l'échelle régionale et 14 à l'échelle locale ou du petit bassin versant, dont pour partie ceux déjà cités plus haut.

Pour l'identification à large échelle des potentiels de transfert et l'orientation d'actions possibles pour les limiter, des approches de modélisation pourraient être mobilisables dans la mesure où elles sont prévues pour l'évaluation de scénarios de gestion de territoire. Un premier modèle a été conçu à partir d'un chaînage entre le modèle agronomique STICS-Pest (Queyrel *et al.*, 2016) et le modèle hydrologique MODCOU (Ledoux *et al.*, 1989). Le modèle SWAT pourrait aussi potentiellement être utilisé à cette échelle. Il n'existe cependant pas encore d'expériences probantes d'utilisation de ces modèles à cette échelle pour faciliter le choix d'actions à mettre en œuvre afin d'améliorer la qualité de ressources en eau contaminées par les PPP.

En ce qui concerne la représentation et la limitation des transferts aux échelles du groupe de parcelles ou du petit bassin versant, quelques modèles ont été répertoriés dans le référentiel des outils mobilisables pour limiter les transferts de PPP. Ces outils ont été identifiés comme pouvant permettre de hiérarchiser plus finement des situations agronomiques et paysagères selon les potentiels de transfert de PPP associés, et de tester des scénarios de changements de pratiques et d'aménagement de zones tampons pour les limiter. Parmi ceux-ci, SWAT, MHYDAS et SACADEAU (Gascuel-Odoux *et al.*, 2009) sont construits à partir de chaînages de modèles hydrologiques, avec la possibilité de connexion avec un modèle décisionnel (comme par exemple DHIVINE (Martin-Clouaire *et al.*, 2016) pour MHYDAS)), ou avec un modèle économique et écologique (pour SWAT notamment). PeshMelba, basé sur les processus dominants de la contamination des eaux de surface, propose un outil modulaire à la fois dans le choix des connectivités spatiales entre parcelles cultivées et éléments du paysage, et dans le choix des types de représentation, plus ou moins simplifiées, des processus (Rouzies *et al.*, 2019). Pour l'instant ces outils et méthodes sont en cours de test sur des observatoires ou des territoires d'application. Comme pour les outils précédents, ils restent réservés à des utilisateurs expérimentés.

Enfin, comme évoqué plus haut dans la partie processus, une méthode de dimensionnement de bandes tampons végétalisées a été développée par Carluer *et al.* (2017) prenant en compte la surface contributive aux ruissellements réceptionnés par la zone tampon évaluée ou potentielle. Elle est composée d'une chaîne d'outils dont la méthode des « *Curve Numbers* » du SCS (USDA-SCS, 1972) et de VFSMOD, permettant de simuler à l'échelle locale les processus hydrologiques au sein d'une zone tampon située à l'aval de cultures, en considérant l'abattement du ruissellement par infiltration comme indicateur d'efficacité de la bande enherbée pour la rétention des PPP. Des abaques ont été produits à partir de la simulation d'un grand nombre de scénarios de dimensionnement pour différents contextes pédologiques et climatiques. Ces abaques se présentent sous la forme de graphiques consultables en ligne. Le but est de permettre aux utilisateurs de dimensionner leur bande tampon sans réaliser de calculs et à l'aide d'un minimum de paramètres, relativement aisés à renseigner. L'accent a été mis sur l'aide en ligne pour assurer une utilisation pertinente de l'outil par les utilisateurs. Une application Web est disponible et un métamodèle a également été développé pour en simplifier l'utilisation et mieux cerner les incertitudes associées aux résultats (Lauvernet et Helbert, 2020). Des recherches en cours visent à intégrer dans cet outil les matières en suspension et les PPP ce qui permettra de prendre en compte le piégeage des PPP adsorbés et l'influence des propriétés des PPP sur leur rétention dans le ruissellement.

Notons qu'il existe également des méthodes de diagnostic de terrain visant à identifier les circulations de l'eau et les zones tampons existantes ou à potentialiser, voire à créer, pour limiter les transferts à l'échelle de petits bassins versants (Gril *et al.*, 2010 ; Bereswill *et al.*, 2014). La synthèse de Dagès *et al.* (2016) (citée par Juan *et al.*, (2018)) aborde plus spécifiquement l'aménagement des fossés d'infiltration en tirant parti des connaissances acquises grâce à de nombreuses observations de terrain pour aider à la réalisation d'un diagnostic de leur capacité épuratoire et identifier des modifications possibles pour l'augmenter. Ce guide et celui de Gril *et al.* (2010) sont accessibles sur le site de l'OFB (https://professionnels.ofb.fr/fr/node/1194).

6.2.3. Conclusion sur les limites des outils actuels pour des applications de gestion en vue de limiter les transferts hydriques aux échelles du petit bassin versant et régionale

Au niveau de la mobilisation possible des outils aux échelles du bassin versant et régionale, les limites identifiées sont les suivantes :

- Représentation insuffisante des impacts réels des pratiques culturales sur les transferts des contaminants,
- Faible prise en compte des processus de transferts atmosphériques,
- Dépendance à l'existence de bases de données détaillées sur les agrosystèmes et hydrosystèmes étudiés,
- Besoin de savoir-faire important et de nombreuses données, pas toujours faciles à acquérir, pour les mettre en œuvre notamment à l'échelle du bassin versant (faible niveau d'opérationnalité).

Le recours à ces outils de modélisation pour l'évaluation de scénarios n'a été testé que dans un faible nombre de cas et ne permet donc pas d'évaluer leur performance opérationnelle.

Très peu d'outils permettant de raisonner une combinaison d'infrastructures tampons différentes, et *a fortiori* permettant de rendre compte de l'influence de leur organisation spatiale, sont à ce jour disponibles (PeshMelba et MHYDAS offrent des perspectives intéressantes mais sont encore au stade de mises en œuvre ponctuelles dans des projets de recherche).

La déclinaison de tels modèles sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. A la fois les besoins de données de paramétrage et de règles d'utilisation, ainsi que la nécessité de l'estimation des incertitudes associées aux résultats doivent faire l'objet d'une attention particulière afin de pouvoir utiliser ces modèles pour hiérarchiser des scénarios de changements de pratiques et/ou d'aménagements. Alors que l'accès aux données environnementales spatialisées (caractéristiques du sol, de la topographie, de l'occupation du sol et séries chronologiques météorologiques) est devenu plus facile grâce aux outils d'observation de la Terre et aux bases de données météorologiques, la connaissance des dates et doses d'application des PPP et des pratiques agricoles représentent toujours un défi majeur, notamment à l'échelle des petits bassins versants. Il est particulièrement difficile de prévoir (pour une évaluation prospective) ou de recueillir des informations (pour une analyse rétrospective) sur la nature, le moment, l'endroit et la manière dont une substance spécifique (ou un ensemble de substances) est appliquée. De plus, malgré les réseaux de surveillance à l'échelle nationale (base NAIADE), les données de concentrations ne peuvent servir à la calibration et au test de la performance des outils tant les protocoles, fréquences, continuités des stations suivies, couplage avec les stations hydrologiques (banque Hydro) sont différents.

Par ailleurs, se pose également la question de la transposition de ces outils à des contextes différents de ceux qui ont servi à leur développement. Des approches par typologie de milieux à enjeux (avec les modèles et jeux de données associés) permettraient éventuellement de prioriser les contextes d'application sur lesquels faire porter les efforts.

Dans un objectif de gestion, il semble important de pouvoir associer les modèles de transfert de PPP par voie hydrique à des modèles de dérive aérienne voire atmosphérique et à des modèles agronomiques permettant de tester des solutions innovantes. C'est dans cette perspective qu'est développé le projet MIPP (Modélisation Intégrée du devenir des Pesticides dans les Paysages agricoles) (Voltz *et al.*, 2019). Dans le cadre de l'intégration des zones tampons, il semble indispensable de renforcer la prise en compte de la formation et du devenir des produits de transformation.

Enfin, il semble également indispensable, *a minima*, d'évaluer les scénarios de limitation des transferts du point de vue de leurs impacts écotoxicologiques et socio-économiques. Les enjeux de gestion peuvent impliquer des approches plus larges mobilisant les sciences humaines et sociales et les politiques publiques.

Par exemple, une étude récente combinant la modélisation (SWAT), le suivi de terrain et l'implication des agriculteurs au niveau d'une tête de bassin versant a mis en évidence que les solutions apparaissant comme nécessaires pour atteindre des objectifs de qualité fixés (augmentation de largeurs de bandes riveraines, limitation des assolements voire abandon de certaines cultures) étaient inacceptables pour les agriculteurs en l'absence de moyens de coordination entre les propriétaires fonciers et sans mener une réflexion sur les indicateurs de qualité ayant du sens à cette échelle (Villamizar *et al.*, 2020).

6.3. Modélisation des émissions de produits phytopharmaceutiques vers l'atmosphère

6.3.1. Au moment de l'application

Les éléments suivants ont été extraits des synthèses bibliographiques de Guiral *et al.* (2016), Bedos *et al.* (2020) et Hong *et al.* (2021) auxquelles ont été ajoutées les publications les plus récentes.

L'émission de PPP pendant l'application a lieu par dérive de gouttelettes de pulvérisation, qui, nous le rappelons, recouvre (i) la dérive « aérienne » *i.e.* les gouttes de pulvérisation transportées par le vent en dehors de la zone d'application (auxquelles il faudrait rajouter en toute rigueur les gaz issus de la volatilisation du composé depuis la goutte) impliquant une contamination de l'atmosphère localement et présentant donc un risque d'exposition par inhalation des êtres vivants (oiseaux, insectes, mammifères, dont l'homme) et (ii) la dérive « sédimentaire », *i.e.* les dépôts à la surface de gouttes de pulvérisation au-delà des limites du champ traité impliqués dans les risques de contamination des écosystèmes non cibles et notamment des eaux de surface et qui a donné lieu, comme mesure de gestion des risques, à la mise en place de bandes enherbées le long des cours d'eau ou des fossés avec présence d'eau permanente présentés ci-dessus. Elle peut aussi concerner les risques d'exposition pour les riverains par contact. Notons également les émissions issues de la dispersion des poussières provenant de traitements de semences.

La modélisation de la dérive des gouttelettes de pulvérisation nécessite de décrire des processus complexes depuis l'émission des gouttes en sortie de buse, leur dispersion atmosphérique, leur devenir dans l'atmosphère (notamment leur évaporation) et leurs dépôts sur les surfaces, notamment en aval de la parcelle traitée par rapport à la direction du vent, mais potentiellement aussi dans la parcelle traitée selon la zone étudiée. Les facteurs gouvernant l'intensité de la dérive sont connus (Bedos *et al.*, 2020; Hong *et al.*, 2021) : il s'agit du matériel utilisé, de la nature des cultures traitées, des propriétés de la bouillie et des conditions météorologiques locales. L'émission dépend fortement du matériel utilisé et donc de la culture traitée, selon qu'il s'agit de cultures annuelles ou pérennes. Nous ne détaillerons pas ici les pulvérisations aériennes (avions, hélicoptères), interdites en France sauf dérogation. En général, les modèles de dérive utilisent comme variable d'entrée la distribution granulométrique de la pulvérisation. La dispersion atmosphérique des gouttes de pulvérisation est simulée selon deux types de paramétrage essentiellement : le panache gaussien ou la modélisation des trajectoires de gouttes *via* des modèles lagrangiens (les modèles eulériens étant moins utilisés en ce qui concerne la dérive des gouttes de pulvérisation). L'approche gaussienne a été choisie par Raupach *et al.* (2001a) pour simuler à la fois le dépôt sur des surfaces aquatiques par dérive sédimentaire et par dépôt gazeux de PPP volatilisé de l'endosulfan. L'approche gaussienne présente cependant des limites à courtes distances. Ainsi, l'approche lagrangienne lui a été souvent préférée. Parmi les modèles disponibles, le modèle AGDRIFT (Bird *et al.*, 1997) décrit, selon une approche lagrangienne, la dérive sédimentaire et la dérive aérienne pour des applications par avion ou hélicoptère et seulement la dérive sédimentaire à l'aide d'approches empiriques pour les pulvérisations terrestres en grandes cultures et arboriculture. Le modèle lagrangien IDEFICS (Holterman *et al.*, 1997) utilisé pour la réglementation aux Pays-Bas, calcule, en fonction de la distance (i) la distribution dans le sens du vent des gouttes déposées sur la parcelle traitée et hors de la parcelle traitée sur le sol (ou sur une surface aquatique) (de 0 à 15 m), et (ii) la distribution verticale des gouttes encore présentes dans l'air. Il a été déployé dans le cadre du projet OBO (*Onderzoek Bestrijdingsmiddelen en Omwonenden*) pour évaluer l'exposition des riverains (Vermeulen *et al.*, 2019). Butler-Ellis *et al.* (2010) ont également choisi l'approche lagrangienne pour simuler à la fois la dispersion aérienne et sédimentaire des PPP et l'appliquer à l'étude de l'exposition des riverains. Les approches CFD Eulerienne-Lagrangienne, couplant les approches lagrangienne et eulérienne, permettent d'analyser des effets relativement fins mais primordiaux comme la dispersion de la pulvérisation proche de la buse et l'interception de la pulvérisation par la végétation. Salcedo *et al.* (2017) indiquent que leur modèle développé pour le contexte arboricole permettra de tester l'effet d'un certain nombre de facteurs sur la dérive (température de l'air, humidité, turbulence, type et orientation des buses, vitesse d'avancement du tracteur). Les auteurs relèvent toutefois la nécessité de poursuivre les tests de sensibilité, de continuer à confronter le modèle avec des jeux de données et de passer à une version 3D du modèle. Duga *et al.* (2017) proposent également un modèle basé sur une approche CFD couplée à un modèle lagrangien de transport

des particules pour décrire la dérive sédimentaire et aérienne en arboriculture, modèle qu'ils ont confronté avec succès à un jeu de données et ont appliqué au test d'efficacité de buses anti-dérive. Zivan *et al. (2016)* utilisent quant à eux le modèle CALPUFF en contexte arboricole pour calculer la dispersion de la phase gaz et la dérive, mais en faisant des hypothèses sur les émissions de chlorpyrifos (en termes d'intensité pour la dérive aérienne et *via* une équation exponentielle décroissante sur 24 h pour la volatilisation). En France, nous pouvons noter notamment les développements suivants : (i) Bozon et Mohammadi (2009) ont repris le modèle DRIFT-X, dit à complexité réduite, pour calculer la dispersion horizontale des flux en fonction des conditions de vent et de la topographie du terrain ; (ii) à partir d'une modélisation fine au sein d'une parcelle de vigne, des champs de vent ainsi que d'une modélisation de la dispersion à l'échelle du paysage grâce aux modèles *Large Eddy Simulation* (modèle ARPS) couplés à une modélisation lagrangienne de la trajectoire des gouttes, Chahine *et al.* (2014) ont analysé l'effet de la structure de la vigne ou du type de buse utilisée ; (iii) un modèle est en cours de développement à partir d'une approche lagrangienne avec l'objectif de porter ce modèle sur une plateforme de modélisation à l'échelle du paysage (Voltz *et al.*, (2019)).

Concernant la dispersion des poussières issues du traitement des semences, Devarrewaere *et al.,* (2018) prédisent, sur la base d'un modèle CFD Eulerien/Lagrangien développé spécifiquement pour cette problématique, les concentrations dans l'air et les dépôts au sol des poussières émises. Pour les applications par drone, il faut se référer aux travaux (Wang *et al.*, 2018).

Enfin, diverses relations empiriques ont été proposées pour estimer la dérive sédimentaire (Rautmann et Streloke, 2001; Gu *et al.*, 2011; Holterman *et al.*, 2017; Torrent *et al.*, 2020). Elles présentent l'avantage d'une utilisation peu coûteuse en temps de calcul et elles peuvent être déployées par exemple pour optimiser la largeur de zone tampon (Torrent *et al.*, 2020). Cependant, Hong *et al.* (2021), qui en présentent une synthèse, en relèvent les limites et notamment le fait que leur domaine de validité est relativement restreint en termes de gammes de conditions décrites, mais aussi qu'elles ont été souvent développées pour des distances relativement courtes (<30 m). Une autre limite relevée par Holterman *et al.* (2017) lors du développement du modèle empirique SPEXUS basé sur plus de vingt ans de mesures en cultures de pommes pour pallier le manque de modèle mécaniste dans le contexte de l'arboriculture porte sur le fait que, considérer des conditions moyennes ambiantes, ne permet pas de reproduire la variabilité expérimentale observée en lien avec la variabilité des conditions météorologiques ni de reproduire l'effet de la température sur les dépôts. Enfin, une approche empirique ne permet pas d'interpréter les observations.

Il faut noter également l'approche à dire d'experts mobilisée par Hulin *et al.* (2021) pour estimer la répartition du produit à l'application entre le sol, le couvert et l'atmosphère selon l'usage (herbicides/fongicides/insecticides), le stade de développement de la culture au moment du traitement ainsi que le matériel utilisé.

Ainsi, cette courte synthèse montre l'existence d'une palette d'outils de complexité variable décrivant la dérive sédimentaire voire aérienne pour quelques-uns. Les processus sont complexes, en interaction, et les situations à décrire sont diverses, ce qui a limité jusqu'à ce jour la disponibilité d'un outil opérationnel prenant en compte l'ensemble des facteurs impliqués. Il semble que les modèles soient développés par filière sans qu'il y ait d'approche générique. Les améliorations suivantes sont toutefois requises pour aller plus loin dans l'évaluation des risques :

- Améliorer les connaissances des caractéristiques des gouttes émises (incluant les particules les plus fines, mal caractérisées à ce jour ; nécessaires pour valider les modèles) ;
- Analyser l'effet de la densité du couvert végétal, parfois controversé, car il joue à la fois sur l'interception de la pulvérisation et sur l'écoulement de l'air ; améliorer la description de l'interception des gouttes par le feuillage et le lien avec la dérive ;
- Continuer à acquérir des jeux de données (y compris avec des produits formulés) ;
- Développer la modélisation inverse d'après les données de Lidar pour la prédiction des dépôts ;
- Etudier le lien entre dérive sédimentaire et dérive aérienne pour mieux estimer la pertinence de leviers identifiés pour l'un et applicable à l'autre et donc la pertinence de l'application des mêmes taux d'abattements en fonction des distances de transfert ;
- Mobiliser diverses approches pour couvrir la gamme des distances concernées ;
- Prendre en compte de manière plus systématique les conditions de stabilité atmosphérique.

6.3.2. Après l'application

Pour les études post-application, les éléments suivant sont extraits des synthèses bibliographiques de Massad *et al.* (2020) et Guiral *et al.* (2016) auxquelles quelques publications ponctuelles sont rajoutées.

Prédire la volatilisation depuis une parcelle traitée requiert de décrire l'émission depuis le sol et depuis le couvert végétal s'il existe. Pour un certain nombre de polluants atmosphériques, des facteurs d'émission sont disponibles. En ce qui concerne les PPP, Guiral *et al.* (2016) ont mis en évidence la faible fiabilité des facteurs d'émission proposés par l'EPA (*Environnemental Protection Agency*) ou l'EMEP (*European Monitoring and Evaluation Programme)* en lien avec l'évolution des produits autorisés et des pratiques depuis leur définition. Des équations empiriques basées sur des corrélations entre des flux mesurés par diverses méthodes et les propriétés physico-chimiques de composés, permettent d'estimer, au mieux, l'ordre de grandeur des flux (Guiral *et al.*, 2016). Elles sont parfois utilisées dans les modèles utilisés au niveau règlementaire afin de tenir compte de la volatilisation dans les processus de dissipation des PPP à l'échelle de la parcelle ou dans le calcul d'indicateurs comme l'indicateur I-Phy qui a fait l'objet de développements récents visant à améliorer la description des émissions vers l'atmosphère par volatilisation et également par dérive (Prévost *et al.*, 2022). Ensuite, divers modèles existent à l'échelle de la parcelle, décrivant soit la volatilisation depuis le sol ou le couvert (pour le sol : BAM (*Behaviour Assessment Model*) (Jury *et al.*, 1983) ; Volt 'Air-Pesticides (Garcia *et al.*, 2014) ; pour le couvert végétal : Surfatm-Pesticides (Lichiheb *et al.*, 2016) ; soit les deux (PEM - *Pesticide Emission Model*, Scholtz *et al.* (2002) ; Mao *et al.* (2018) *(mix académique&industriels*) ; un couplage de Volt'Air-Pesticides et Surfatm-Pesticides est en cours). Ces outils ont été essentiellement développés pour les grandes cultures, un modèle étant en cours de développement dans un contexte de vigne. Par ailleurs, nous avons vu plus haut le modèle proposé par Luo *et al.,* (2012) dans le cas de la riziculture. Les différentes confrontations aux données expérimentales montrent une bonne capacité de ces modèles à décrire les observations avec toutefois des limites :

- BAM, basé sur un certain nombre d'hypothèses pour faciliter la résolution de l'équation de convection-dispersion, est un outil plus adapté à la classification du potentiel de volatilisation depuis le sol qu'à la description de la dynamique diurne de leur volatilisation ;
- Le comportement des composés dans un sol s'asséchant (situation fréquente en surface de sol), dont son adsorption depuis la phase gaz vers la matrice solide (Goss *et al.*, 2004), reste un défi à décrire, d'une part, par méconnaissance des coefficients d'adsorption associés, calculés pour l'instant de manière théorique car indisponibles dans les bases de données usuelles, d'autre part, par la difficulté à décrire les transferts hydriques dans ces conditions, dont la connaissance est requise pour calculer la dépendance du coefficient d'adsorption à la température du sol, à l'humidité relative de l'air des pores du sol ainsi qu'à la SSA (*specific surface area*), faisant ainsi appel aux fonctions de pédotransfert hydriques du sol, dont le domaine de validité couvre habituellement des conditions humides. Pourtant, la prise en compte de ces phénomènes, en plus de l'effet de l'évolution de la température, elle aussi requise, permet de mieux décrire le cycle diurne de la volatilisation d'après Garcia *et al.* (2014) qui ont inséré ce processus dans Volt'Air-Pesticides. Une approche avait également été proposée dans les modèles PEARL, MACRO et PELMO par Vanclooster *et al.* (2003) mais le paramétrage proposé s'avère complexe à caler (Guiral *et al.*, 2016) ;
- La volatilisation depuis le couvert végétal nécessite de décrire les interactions du composé avec les feuilles, notamment sa pénétration, son adsorption, sa photodégradation et son lessivage par la pluie, ce qui reste complexe, notamment en lien avec l'effet de la formulation sur le comportement du composé, ainsi que noté par Lichiheb *et al.* (2016). Pour la pénétration, l'hypothèse est souvent faite qu'elle a lieu essentiellement *via* la cuticule, en raison du caractère liposoluble des matières actives, mais les modèles la décrivent selon diverses approches : pénétration « globale » des composés *via* une cinétique d'ordre 1 et un coefficient de pénétration (k_{pen}) empirique (Leistra et Wolters, 2004) pour PEARL qui, en l'absence de données, utilise les k_{pen} proposés pour cinq classes de composés par Leistra (2005) ; diffusion dans la cuticule pour PEM, négligeant ainsi le processus de pénétration dans les cellules ; description de la distribution du composé entre la surface de la feuille, en distinguant la fraction de composés adsorbée sur la cuticule, la cuticule elle-même et les cellules de la feuille pour Surfatm-Pesticides (Lichiheb *et al.*, 2016) négligeant la dissipation ultérieure au sein de la plante. Ces derniers auteurs notent également l'importance de prendre en compte l'effet de la

formulation sur la pénétration et la volatilisation, ce qui est réalisé dans leur modèle par une approche empirique calée sur des mesures en laboratoire. Houbraken *et al.* (2018) proposent quant à eux des valeurs de pression de vapeur saturante des matières actives dans leur formulation, grandeur pouvant être utilisée dans les modèles ;

- Dans le cas de modèles décrivant à la fois la volatilisation depuis le sol et depuis la plante, une estimation de l'interception de la pulvérisation est nécessaire pour accéder à sa distribution entre le sol et la plante (Mao *et al.*, 2018). Certains paramétrages se basent sur le LAI de la culture mais les résultats de Robert *et al.* (2015) montrent que ce seul critère n'est pas suffisant pour estimer l'interception de pulvérisation par le blé car l'architecture de la plante est également un facteur influent ;
- Ces modèles se basent sur les propriétés physicochimiques et environnementales des composés sujettes à une incertitude significative ;
- Les modèles ne représentent pas la diversité des pratiques agricoles : s'il est facile de représenter l'effet d'une incorporation au sol des produits, l'effet de la présence de résidus de cultures en surface de sol reste complexe à décrire en lien avec la modification des conditions de surface et les interactions du composé avec le mulch. La diversité des cultures au sein d'une même parcelle n'est à l'heure actuelle pas abordée à notre connaissance.

Modélisation de la dispersion à l'échelle locale

En plus de l'exposition à la dérive des gouttelettes décrites plus haute (qu'elle soit aérienne ou sédimentaire), il est important de considérer la dispersion de la phase gazeuse en aval de la parcelle traitée qui peut générer une exposition *via* les niveaux de concentration et les dépôts à la surface. En termes de concentrations, Zivan *et al.* (2017), par exemple, observent des niveaux de dispersion similaires en post application par rapport à la dérive aérienne de spiroxamine appliquée sur un verger et concluent quant à la nécessité d'intégrer cette voie d'exposition dans l'évaluation des risques. FOCUS (2008) en fait de même en ce qui concerne les dépôts sur les écosystèmes non cibles.

Les outils prédisant la concentration dans l'air en aval de la parcelle traitée à des échelles locales (*i.e.* <1 km) en lien avec la dispersion atmosphérique de gaz émis à des échelles locales (*i.e.* <1 km) et leur dépôt sec sont nombreux, mais peu ont été consacrés aux PPP. Des modèles mécanistes décrivant les processus de dispersion atmosphérique et de dépôt sec tels que PESTDEP (Asman *et al.*, 2003), OPS (Van Jaarsveld, 2004) ou Fides (Loubet *et al.*, 2001) ont été couplés à des modèles d'émission : PEARL avec FIDES (Durand, 2010), PEARL avec OPS (van den Berg *et al.*, 2016a; Vermeulen *et al.*, 2019), ou Volt'Air-Pesticides avec Fides (Bedos *et al.*, 2013). En général, les modèles de dispersion atmosphérique ne sont pas spécifiques à un composé chimique donné, moyennant la connaissance de leur émission, qui est quant à elle spécifique. Ainsi, certains de ces modèles ont été déployés très récemment pour calculer les concentrations dans l'air en PPP et évaluer ainsi l'exposition des riverains aux PPP en aval de la parcelle traitée (par exemple, Van den Berg *et al.* (2016a)). Les incertitudes dans les prédictions des émissions se reportent également sur les prédictions des concentrations (comme les incertitudes sur la pression de vapeur ou l'effet de la formulation, Butler-Ellis *et al.* (2010)), auxquelles il faudrait ajouter la nécessité de décrire l'effet de la configuration spatiale locale comme la présence de pente ou colline ainsi qu'exploré par Butler-Ellis *et al.* (2010) ou la présence de barrières physiques, ainsi qu'exploré par Bedos *et al.* (2016) et Pelosi *et al.* (2019) à l'aide du modèle MODDAS. La capacité d'interception du composé par la haie reste pour l'instant relativement incertaine. Concernant la prédiction des dépôts de PPP à la surface pouvant être fournis par ces mêmes modèles de dispersion, il existe des verrous en lien avec (1) la caractérisation précise des échanges du composé entre l'atmosphère et les surfaces (sol, végétation, eaux de surface) qui vont dépendre des composés et de la nature de la surface – eau, sol, végétation ; (2) les tests de la performance des modèles, en raison du manque de données. En effet, seules quelques études spécifiques du dépôt sec gazeux de PPP sur des surfaces d'eau « artificielles » types bacs d'eau ont été identifiées (par exemple Fent, (2004) ; Staffa *et al.* (2015)). Les vitesses de dépôt ainsi obtenues sur cette petite gamme de PPP et de conditions environnementales étaient de l'ordre de grandeur des vitesses de dépôts estimées pour d'autres composés tels que les composés azotés réactifs. Un modèle empirique a été calé sur des expérimentations en tunnels de ventilation (EVA2.0 ; (Fent, 2004)),

il est préconisé par le groupe de travail européen FOCUS Air (2008) mais critiqué par l'EFSA (FOCUS, 2008). Les paramétrages utilisés dans ces modèles pour décrire les échanges avec les surfaces doivent encore être validés (des travaux lancés dans ce sens, dédiés au développement d'un système de laboratoire *ad hoc* a montré des résultats tout à fait satisfaisants dans le cas de dépôts sur une surface aquatique, Bedos *et al.* (2016). Les situations de dépôts sur un sol nu ou un couvert végétal restent à explorer. Par ailleurs, les approches présentées ci-dessus, basées sur la dispersion locale d'un composé émis depuis une parcelle traitée, nécessitent d'être complétées par une approche multi-sources pour pouvoir prédire, en un lieu, les concentrations ou les dépôts qui résultent de plusieurs sources potentielles (Vermeulen *et al.*, 2019), nécessitant alors de passer à des approches aux échelles supérieures.

Modèles « JEVI »

Les modèles permettant de simuler le transfert vers les eaux de surface et les eaux souterraines des PPP appliqués dans les JEVI ont été développés pour les surfaces imperméables, les surfaces enherbées (golfs, pelouses) et les voies ferrées.

Le modèle semi-mécaniste de Luo *et al.* (2013) estime les concentrations en PPP transférées vers les eaux de surface par lessivage de surfaces imperméables en milieu urbain. Il s'est révélé capable de représenter les concentrations en pyréthrinoïdes de manière acceptable. Dans le cadre de l'évaluation des risques des PPP avant leur mise sur le marché, le Royaume-Uni a mis au point le modèle HardSPEC (*Model for Estimating Surface- and Ground-Water Exposure resulting from Herbicides applied to Hard Surfaces* ; Hollis *et al.* ((2017))) qui permet de déterminer les concentrations en herbicides dans les eaux de surface et les sédiments après leur application sur des surfaces imperméables (asphalte, ciment...) ainsi que vers les eaux souterraines dans le cas d'applications sur les voies ferrées (ballasts) (Ramwell, 2014). A notre connaissance, la performance de ce modèle n'a pas été testée.

TurfPQ a quant à lui été conçu pour simuler les concentrations en PPP dans les eaux de ruissellement provenant de surfaces enherbées telles que les golfs ou les pelouses (Haith, 2001). Les résultats publiés dans la littérature montrent que ce modèle surestime les concentrations en PPP (en particulier celles des PPP fortement adsorbés), notamment car il ne prend pas en compte la volatilisation ni l'évolution de l'adsorption en fonction du temps (Haith, 2001), mais qu'il sous-estime les concentrations dans le cas d'épisodes de précipitations intenses (Kramer *et al.*, 2009). TurfPQ a ensuite servi de base à TPQPond pour modéliser l'accumulation des PPP dans les mares et étangs après leur transfert par ruissellement (Haith, 2010). TPQPond n'a pas été testé directement mais Haith (2010) a montré que les ordres de grandeur des concentrations simulées étaient corrects. Enfin, il faut souligner que les modèles dédiés aux contextes agricoles sont aussi utilisés pour évaluer les transferts de PPP appliqués sur les surfaces enherbées (Kramer *et al.*, 2009).

Modélisation de la dispersion à l'échelle paysage/régionale/nationale

A l'échelle du paysage, disposer d'outils décrivant les différentes voies de dispersion des PPP, du champ au paysage, est primordial à la fois pour comprendre les processus et leurs couplages, mais également pour évaluer leur contribution respective à la dispersion globale ou pour identifier les moyens de limiter la dispersion. Peu d'outils comprenant le compartiment atmosphérique sont actuellement disponibles. Dans ce contexte, le modèle intégré du devenir des PPP à l'échelle du paysage (MIPP ; Voltz *et al.* (2017)), en cours de développement à INRAE, est novateur. Un des premiers défis relevés par MIPP, développé sur la plateforme de modélisation OpenFluid, est de coupler la description de la dispersion atmosphérique à l'échelle du bassin versant (comprenant une description des émissions vers l'atmosphère par dérive et par volatilisation) à la description des processus hydrologiques, échelle qui est typique des études hydrologiques mais moins des études atmosphériques. Il est prévu de déployer cet outil pour identifier les leviers mobilisables à l'échelle de paysage afin de limiter les transferts de PPP dans l'environnement et donc les expositions associées dans un contexte de pratiques viticoles dans un premier temps.

Malgré le constat d'un transport atmosphérique de PPP à moyenne et longue distances pour les plus persistants d'entre eux (par exemple, Muir *et al.* (2004)), l'utilisation de modèles de transport chimique pour simuler les concentrations de PPP dans l'atmosphère est rare. La plupart des études de modélisation portant sur les PPP se concentrent sur le transport local de la dérive de pulvérisation sur de courtes distances afin d'évaluer l'exposition des écosystèmes non cibles tels que les eaux de surface. On peut toutefois citer des travaux aux Etats-Unis sur le

lindane ou l'atrazine avec le modèle PEM couplé à un modèle météorologique (Guiral *et al.*, 2016) : les travaux de Zhang *et al.* (2008), qui ont porté sur le transport intercontinental du lindane, ou ceux de Li *et al.* (2013) qui, sur la base d'un couplage du modèle PEM avec un modèle de transport chimique, ont étudié la contribution du dépôt atmosphérique de toxaphène à la contamination de Grands Lacs nord-américains. En France, une adaptation du modèle Chimere (Mailler *et al.*, 2017) pour prédire les concentrations dans l'air de PPP à une échelle régionale et nationale est présentée par Couvidat *et al.* (2021). Ces développements se basent sur la BNVD (Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs) spatialisée (Carles *et al.*, 2015) en ce qui concerne la spatialisation des usages et intègrent des modules d'émissions spécifiques aux PPP, les processus de dégradation et de lessivage par la pluie qui ne peuvent plus être négligés à cette échelle contrairement à l'échelle locale, et la distribution gaz/particules qui conditionne à la fois leur potentiel de transport et leur dégradation. Les résultats sont tout à fait prometteurs pour les deux molécules testées (S-métolachlore et folpet). Ce type de modèle devrait permettre, une fois stabilisé, d'aider au développement d'un protocole d'échantillonnage optimal pour le monitoring de la contamination de l'atmosphère par les PPP ainsi qu'évaluer l'efficacité de levier d'action visant à réduire leurs transferts *via* l'atmosphère. Pourraient être rajoutés à cette synthèse les modèles utilisés pour les Analyses de Cycles de Vie (ACV) qui présentent l'avantage d'intégrer les compartiments environnementaux en général (Guiral *et al.*, 2016).

Conclusion / perspectives

Il est important de noter que des outils de modélisation existent aux différentes échelles, les uns développés spécifiquement pour les PPP, comme les modèles d'émission par dérive des gouttelettes ou par volatilisation, les autres développés pour d'autres composés et adaptés et appliqués aux PPP, comme les modèles de dispersion atmosphériques aux échelles locales ou supérieures. Ces outils sont tout à fait pertinents, moyennant la résolution de certaines limites relevées dans les sections précédentes, pour identifier et tester l'efficacité de leviers d'action sur la réduction des transferts comme, par exemple, l'incorporation au sol des PPP de façon à limiter la volatilisation, le changement de matériel de pulvérisation pour limiter la dérive (à condition de connaître les caractéristiques des gouttes émises), la largeur de zone non traitée nécessaire pour limiter l'exposition d'écosystèmes en aval de la parcelle traitée…

Pour aller plus loin dans ces analyses et couvrir la diversité des situations, les besoins de développement suivants peuvent être identifiés : (1) développer les outils pour les contextes non traités actuellement (volatilisation en arboriculture…), (2) inclure la description des nouvelles pratiques mises en œuvre par les agriculteurs (diversification des variétés et cultures au sein d'une même parcelle…), (3) améliorer la connaissance du devenir des PPP dans l'atmosphère (distribution gaz/particule, dégradation dans toutes les phases, lessivage par la pluie) et de leurs échanges avec les surfaces, (4) poursuivre les développements à des échelles supérieures qui permettent de prendre en compte la multiplicité des parcelles traitées et la configuration spatiale – cela requiert d'intégrer également de manière plus quantitative l'effet des barrières physiques dans la limitation des transferts mais aussi de connaitre les usages de PPP spatialement et temporellement, informations encore insuffisamment précises. L'outil de la BNVD spatialisée représente un atout particulièrement intéressant dans ce contexte et il est primordial de poursuivre son développement. Par ailleurs, il apparaît indispensable d'aborder à présent l'étude du devenir des biopesticides (peu ou pas explorés actuellement) ainsi que des produits de transformation, et d'approfondir l'étude de l'effet de la formulation sur le comportement des matières actives. Ce dernier point est particulièrement délicat de par la diversité des couples matières actives / formulation mais également car les co-formulants ne sont pas connus. L'exploration de l'effet du changement climatique sur le comportement des composés devrait également faire l'objet de travaux, en y associant la modification d'usages de PPP induits à la fois par les modifications d'attaques des ravageurs et par les modifications des cycles culturaux, voire l'évolution de leur localisation. La modélisation est un outil particulièrement adapté à l'étude de scénarios. Enfin, des jeux de données continuent à être nécessaires pour les confronter aux sorties des modèles, que cela soit en termes de contamination du milieu (cf. Chapitre 4) ou de flux de composés entre les compartiments environnementaux.

7. Conclusions du chapitre sur la limitation et la gestion des transferts de produits phytopharmaceutiques

Nous synthétisons ci-après l'état des lieux des connaissances liées aux transferts des PPP au sein et entre les compartiments environnementaux ainsi que les leviers identifiés dans la littérature à l'échelle parcellaire puis extra-parcellaire/supra-parcellaire. Après une courte discussion sur les leviers, leur combinaison et le contexte d'applicabilité, une analyse est menée sur la capacité des modèles actuels à décrire ces leviers.

7.1. Synthèse par compartiments

L'étape d'application des PPP au champ par pulvérisation détermine leurs impacts sur l'environnement à travers, à la fois, la dose appliquée et la manière dont cette dose est répartie sur les surfaces réceptrices. Si les grandeurs d'influence sont connues individuellement (paramètres liés au matériel utilisé, à l'atomisation et au flux d'air, aux facteurs physico-chimiques, aux facteurs climatiques, à la culture traitée), la mesure au champ de cette répartition et de la perte par dérive reste primordiale. Les observations intègrent généralement une importante variabilité due aux conditions atmosphériques et technologiques, ce qui limite les comparaisons issues de situations différentes. Ainsi, le bilan de masse à l'application reste incertain dans les différents compartiments concernés (sol/plante/air). Il a surtout été estimé à dire d'experts à partir des diverses mesures acquises expérimentalement même si des modèles émergent pour prédire cette répartition. En conséquence, malgré l'importance de cette estimation (qui va gouverner à la fois l'efficacité du traitement et son devenir dans l'environnement), l'interception du produit par le couvert végétal et la part atteignant le sol ne sont pas toujours bien quantifiées ou prédites.

En post-application, la proportion de PPP transférée vers les différents compartiments environnementaux par rapport à la quantité appliquée reste peu quantifiée de manière globale quel que soit le composé.

Le sol de la parcelle traitée et son couvert végétal jouent un grand rôle dans le devenir des PPP (adsorption, dégradation, stockage, mobilité). Les exportations depuis le sol se font soit par ruissellement (érosif ou non) soit par infiltration dans le profil de sol, soit par transfert vers l'atmosphère par volatilisation ou éventuellement érosion éolienne. La gestion du compartiment sol, qui constitue un des premiers filtres pour la réduction des transferts, apparait comme un premier levier de contrôle. Les relations dose d'application / transfert n'apparaissent pas directement, les conditions d'applications, la structure et la gestion du sol jouant également un rôle. En termes quantitatifs, les exportations depuis le sol s'élèvent en général à quelques pourcents (jusqu'à 15% en ruissellement en situation extrême (forte pluie juste après le traitement sur un sol peu perméable), 1% en infiltration, jusqu'à 60% par volatilisation). En cas de présence d'un couvert, les composés peuvent atteindre le sol *via* le lessivage par la pluie ou par une irrigation mal maitrisée, ou encore *via* les résidus de récoltes. Le devenir des composés sur les feuilles met en jeu des processus d'adsorption, pénétration, dégradation, et lessivage par la pluie, qui restent encore mal quantifiés, avec notamment une incertitude quant à l'effet de la formulation sur le comportement des matières actives. Dans le sol ou sur les couverts, les produits de transformation restent insuffisamment étudiés en termes de formation, devenir et mobilité (des outils peuvent cependant être mobilisés, comme l'outil TyPol qui se base sur les descripteurs moléculaires des molécules pour identifier des typologies de comportements ou d'effets).

En ce qui concerne le compartiment atmosphérique, il se retrouve contaminé par les PPP lors de l'application par dérive aérienne de gouttelettes de pulvérisation pour les applications par pulvérisation, et en post application par volatilisation depuis la surface traitée - sol, couvert - ou érosion éolienne. Ces transferts génèrent un niveau de contamination également dépendant de la dispersion atmosphérique à différentes échelles et des processus puits (dégradation atmosphérique, dépôts secs et humides, dérive sédimentaire). Si la mesure de la dérive au champ reste incontournable pour mieux la limiter, la relation entre dérive sédimentaire et dérive aérienne reste à consolider pour mieux évaluer l'efficacité globale des leviers à limiter ces transferts vers les différents compartiments concernés. La modélisation peut probablement y contribuer mais les modèles actuels, robustes quant à la description de la dispersion, présentent encore des verrous sur les phases d'émissions de gouttelettes et de leur

interception par les différents écosystèmes. A noter qu'une harmonisation des protocoles de mesures des émissions vers l'atmosphère a été proposée pour faciliter l'exploitation des données. En ce qui concerne les processus « puits », nous avons une connaissance partielle des voies de réaction (en phase gazeuse avec OH, ozone, NOx, photodégradation et en phase particulaire, avec une incertitude sur la distribution phase gazeuse/particulaire des PPP qui pourtant gouverne leur dégradabilité et mobilité), des constantes de réactions et des produits formés (peu suivis dans l'atmosphère sauf récemment l'AMPA en France par exemple, cf. Chapitre 4). Nos connaissances sur les dépôts humides de PPP reposent sur quelques jeux de données (cf. Chapitre 4), ce qui apparaît insuffisant pour en estimer l'importance et dégager des tendances générales. Enfin, le dépôt gazeux sur des écosystèmes non cibles situés à proximité de zones de traitements a été identifié comme devant être pris en compte dans les procédures d'évaluation selon FOCUS Air (FOCUS, 2008).

Dans le compartiment aquatique, tous les PPP ne se transfèrent pas de façon identique *via* le vecteur eau. Les PPP les plus retrouvés sont souvent ceux qui sont très appliqués (en quantité et/ou en fréquence de traitement), mais cela dépend aussi fortement de leur mobilité (leur capacité de dégradation et leur coefficient d'adsorption dans les sols, notamment). Même si les molécules les plus mobiles sont en général celles qui sont les plus transférées par voie hydrique dans et à la surface du sol, les molécules ayant une forte capacité d'adsorption - et suffisamment rémanentes - peuvent néanmoins être aussi mobilisées dans le ruissellement, fixées aux particules de sols érodées, puis être partiellement relarguées au cours de leur transport, notamment dans le milieu aquatique. Ce type de molécules peut également être transporté verticalement dans le sol par le biais de transports colloïdaux. Cependant, il existe encore peu de données d'observation sur ces processus. Dans le cas du drainage agricole, les flux exportés par la parcelle dans le compartiment eau ont été quantifiés à moins de 0,1% de la dose appliquée. Ses caractéristiques, le faisant comparer à un lysimètre géant, facilitent l'estimation des flux exportés dans le sol : il peut ainsi contribuer à évaluer les risques de transfert par lixiviation pour les autres agrosystèmes, moins hydromorphes, et agir comme une sentinelle de l'environnement post homologation, comme cela est fait au Danemark.

La plupart de ces transferts aériens et hydriques dépendent fortement des propriétés des molécules dont les paramètres descriptifs :

- Sont accessibles *via* PPDB (Pesticide Properties DataBase, https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm), le portail substances de l'INERIS (https://substances.ineris.fr/fr/) ou AGRITOX (https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/base-de-donnees-agritox/) au niveau national (on note toujours la difficulté d'accès aux données sources des dossiers d'AMM), avec cependant peu d'informations sur les produits de transformation et des données manquantes (coefficient d'adsorption depuis la phase gazeuse vers matrice de sol ou DT50Air) ;
- Présentent une incertitude liée à la fois à des méthodes de détermination variables et à la dépendance de certains paramètres au contexte environnemental (température, pH, micro-organismes présents...). Cela concerne aussi bien les molécules mères que les produits de transformation, qui sont de plus moins étudiés.

Si de la littérature existe sur l'impact environnemental et la mobilité dans les compartiments sol, air, eau des PPP dits « conventionnels », les données sont plus fragmentaires pour les produits utilisés en agriculture biologique, excepté pour le cuivre, et sont quasi inexistantes pour les produits de biocontrôle dont certains sont directement utilisés sous forme de microgouttelettes ou de vapeur émises à partir de diffuseurs intermittents ou en continu.

7.2. Les leviers parcellaires

A l'échelle de la parcelle traitée, les leviers susceptibles de réduire les transferts de PPP vers l'environnement sont représentés par la Figure 5-16.

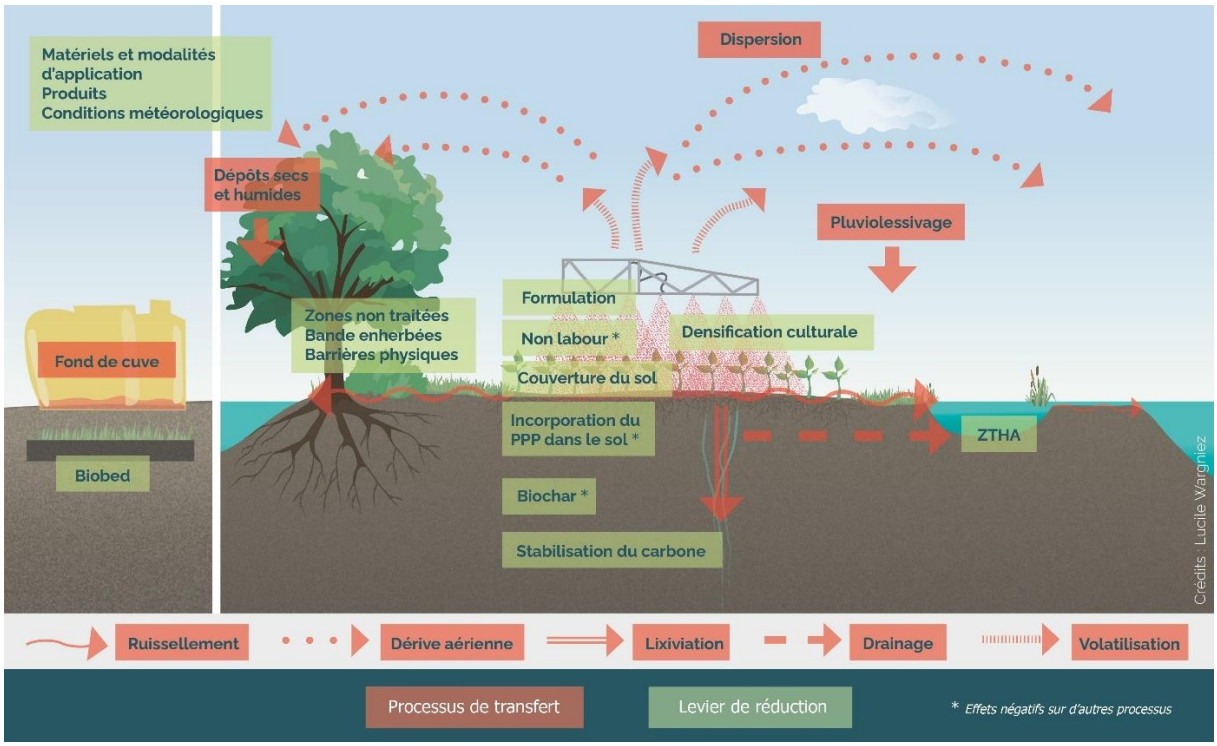


Figure 5-16. Schéma de synthèse des leviers à l'échelle parcellaire pour réduire les transferts de PPP

Bien que des leviers techniques permettant de s'affranchir des usages de PPP de synthèse existent, ils ne sont pas tous faciles à déployer selon les contextes agro-socio-technico-économiques et des impasses techniques peuvent émerger. Des approches agroécologiques permettent, sinon d'atteindre le « zéro phyto », de limiter fortement les usages de PPP mais demandent pour se faire un changement de paradigme. Alors que la transition agroécologique ne fait que commencer pour beaucoup de producteurs en métropole comme dans les DROM, la question du devenir et du transfert des PPP reste donc d'actualité. A ce constat il faut ajouter l'émergence en parallèle de nouvelles problématiques liées au devenir des substances de biocontrôle et des nanoparticules. Dans ce cadre, quelles sont les pratiques agricoles, à portée du producteur, favorisant ou au contraire limitant les transferts à l'échelle parcellaire ? Il convient de prendre en compte que ces pratiques sont indissociables de l'itinéraire technique qui lui-même influe sur des facteurs importants en matière de transferts comme les quantités de PPP appliquées, la couverture du sol, la structure du sol ou encore la matière organique du sol. Les voies de transferts ne sont pas uniques et la limitation de l'une peut en favoriser une autre. L'ESCo réalisée en 2005 avait conclu que les effets de ces interactions entre les pratiques culturales étaient peu étudiés ou trop complexes pour l'être, aboutissant dès lors à un manque évident de connaissances et de modèles intégratifs. Cette revue de la littérature actualisée ne permet pas de combler totalement ce manque même si de nombreuses études ont été menées depuis 2005 ; études souvent trop contextualisées pour être généralisées. Cependant, à la parcelle, différents principes généraux peuvent être établis : (i) moins vite les PPP seront en contact direct avec le sol et plus ce sol sera riche en matière organique, plus leurs transferts vers les eaux de surface et souterraines seront atténués, (ii) plus les PPP seront appliqués au plus près de leur cible avec des co-formulants/adjuvants et surtout des matériels adaptés à l'usage et au bon moment, moins ils seront sujets à une dérive dans l'air, enfin (iii) la proximité entre les applications de PPP et les épisodes pluvieux est également un facteur explicatif des transferts vers le sol et l'eau - la multiplication des applications augmentant le risque de rapprochement. Ces différents principes peuvent apparaître évidents car, finalement, en accord avec les bonnes pratiques agricoles mais, dans la réalité, l'agriculteur subit des contraintes opérationnelles (notamment en lien avec les conditions météorologiques ou de mise en œuvre du traitement) l'empêchant de les respecter entièrement et ayant, *in fine*, pour conséquence des transferts de PPP en dehors de sa parcelle.

Comment atténuer le transfert des PPP depuis la parcelle traitée vers les compartiments environnementaux *via* les pratiques agricoles ?

Nous résumons ci-après les différents leviers permettant de réduire les transferts de PPP dans le sol, les eaux de ruissellement ou de drainage et l'atmosphère, à portée du producteur, tout en indiquant les contraintes qu'il subit et sur lesquelles il a peu ou pas de prise :

- **Couvert végétal cultivé** : plus un sol sera recouvert par une culture, plus il limitera le risque de transferts hydriques de PPP appliqués par pulvérisation. Une bonne couverture dans le temps et dans l'espace (intensification des systèmes pour maintenir le sol cultivé, agroforesterie…) permet d'intercepter les PPP par le feuillage, de retarder leur arrivée au sol et une meilleure efficience de l'application (le PPP au plus près de sa cible au bon moment).

- **Couverture du sol** : moins un sol restera nu dans l'espace et dans le temps (mulch, résidus de culture, introduction de plantes de service dans les rotations, notamment en inter-cultures, enherbement spontané ou semé (sous couvert, en inter-rang de vignes et en vergers…) plus il limitera le risque de transferts de PPP par ruissellement de surface. Une bonne couverture permet de participer à l'interception/rétention et dégradation des PPP et de ralentir ou atténuer leurs transferts vers le sol. Plus globalement, cette couverture du sol limite son érosion (risque d'autant plus exacerbé dans les DROM). Une couverture du sol par un paillage plastique (utilisation pour lutter contre les adventices en culture maraîchères ou d'ananas par exemple) favorise en revanche le transfert par ruissellement des PPP appliqués. Les mesures et recommandations pour limiter les risques portent sur les principes d'une couverture du sol permanente dans tous les systèmes de culture, et une substitution du paillage plastique par du paillage naturel, plus poreux. La présence de mulch au moment du traitement peut cependant modifier la volatilisation du composé, notamment sa dynamique, mais l'effet quantitatif sur les pertes cumulées reste encore incertain.

- **Travail du sol** : plus un sol est travaillé plus les risques de transfert des PPP par ruissellement et lixiviation sont élevés. L'absence de travail du sol contribue au maintien de sa fertilité avec une augmentation de la matière organique en surface, une stabilisation du pH et de l'humidité et une augmentation de l'activité microbienne ; conditions qui faciliteront l'interception/rétention et la dégradation des PPP. Pour de nombreux PPP, leur adsorption est corrélée positivement au taux de matière organique du sol ; leur désorption est favorisée par le travail du sol. Si, globalement, les techniques limitant le travail du sol (comme l'agriculture de conservation combinant non travail du sol, couvert végétal et allongement de rotation) sont plus résilientes que celles impliquant un travail du sol et permettent particulièrement de mieux limiter les risques de transfert des PPP notamment par ruissellement, celles-ci peuvent *a contrario* favoriser une infiltration plus rapide des PPP du profil de sol vers la nappe par la macroporosité causée par le non travail du sol. Il existe à ce sujet une controverse même si la littérature semble être plus favorable aux techniques de non travail du sol. Les mesures et recommandations pour limiter les risques portent sur le développement des techniques de non travail du sol lorsque le système sociotechnique le permet. Par ailleurs, cette technique peut également engendrer potentiellement une augmentation de l'usage d'herbicides. En ce qui concerne la volatilisation des composés, une incorporation du produit dans le sol est un levier efficace pour limiter sa volatilisation.

- **Mécanisation** : plus un sol est compacté par la circulation des engins agricoles, plus les risques de transfert des PPP par ruissellement sont importants. En plus du ruissellement, le compactage favorise aussi l'érosion et le transfert des PPP particulaires. Les mesures et recommandations pour limiter les risques portent sur une réduction du travail du sol et l'adoption d'une organisation de voies de passage permanentes grâce aux outils précis de téléguidage embarqués dans les tracteurs.

- **Irrigation** : il est important d'encadrer les pratiques d'irrigation, notamment sur paillage lorsqu'elles visent à favoriser l'action (pénétration dans le sol) des herbicides pré-émergents.

- **Incorporation de biochar** : l'apport de biochar au sol favorise la sorption des PPP, mais aussi leur accumulation/stockage dans le sol, en limitant l'accès des micro-organismes pouvant les dégrader. Se pose

alors la question de la formation de résidus liés et de la rémanence des PPP sorbés, ainsi que de leur possible remobilisation à long terme.

- **Formulation des produits utilisés** : si le type de formulations peut avoir un effet sur la volatilisation de la matière active ainsi que montré par un certain nombre de travaux, les connaissances sont encore très partielles de par la complexité des effets, la diversité des situations et le manque de connaissances sur la composition des formulations. Un constat similaire est fait sur les adjuvants pour lesquels l'effet sur la volatilisation reste peu connu avec des effets du couple matière active/adjuvant rendant difficile une généricité de l'effet de l'adjuvant. Ainsi, il est encore complexe de fournir des préconisations précises quant aux typologies de formulations ou aux adjuvants à ajouter pour limiter la volatilisation. Des travaux portent sur l'utilisation de nanoencapsulations et sur la fabrication de nanopesticides pour l'amélioration de la biodisponibilité et l'efficacité des molécules (PPP conventionnels ou de biocontrôle), mais se pose encore la question de l'influence de ces formulations sur le transfert des PPP et de leur impact sur la biodiversité et l'environnement. Ainsi, leur utilisation est sujette à controverses. On note également que les connaissances sur l'influence de la formulation des PPP sur les transferts hydriques sont encore très limitées et *a fortiori* en ce qui concerne ces nouvelles formulations.

- **Matériel d'application** : les exigences réglementaires mises en œuvre depuis 2006 pour la limitation de la dérive ont fortement poussé à l'adoption de techniques et de pratiques moins impactantes. Certaines de ces actions sont toujours en cours d'évaluation et leurs modalités de mise en place doivent encore être précisées. Différents verrous limitent la réduction des impacts environnementaux lors de l'application de PPP. La réduction d'usage est le premier facteur de réduction d'impact qui se trouve limité, notamment en cultures pérennes, par deux principaux verrous :
  - Le mode d'expression des doses par surface cadastrale limite l'adoption de pratiques de réduction des doses en cultures pérennes. La prise en compte de la surface du mur fruitier (*Leaf Wall Area*) dans les dossiers d'AMM (essais d'efficacité biologique) constitue cependant une première étape pour pallier cet écueil ;
  - Le niveau de connaissance générale de la relation entre dose reçue sur les cibles (dépôts physiques) et l'efficacité biologique reste très superficiel, notamment du fait d'une grande variabilité des résultats, du mode d'action des produits et des aléas climatiques. En conséquence, les réductions de doses sont peu encouragées.

  La réduction de la dérive est essentiellement obtenue par le biais de technologies (buses ou appareils complets) pour lesquels le rôle et le bénéfice des adjuvants extemporanés vis-à-vis de la dérive sont difficilement généralisables du fait de la grande diversité des situations de formulation de produits.

  A noter qu'il est nécessaire d'évaluer si l'efficacité des leviers identifiés pour limiter la dérive sédimentaire est quantitativement similaire pour limiter la dérive aérienne (pour laquelle la contribution des petites gouttes peut être importantes, celles-ci étant moins connues).

  La substitution d'une pulvérisation en plein par des procédés alternatifs comme le traitement de semences supprime le risque de dérive de pulvérisation mais il est susceptible de générer d'autres types de transferts, par la dérive de poussières issues de l'enrobage de la semence par exemple et en lien avec la persistance des transferts dans les eaux d'infiltration des substances incorporées à la semence. Pour limiter les transferts par dérive, des déflecteurs ont été mis en place sur les semoirs pour rabattre vers le sol les poussières émises lors du semis. Un point de vigilance est à relever quant aux particules les plus fines pour lesquelles l'efficacité des déflecteurs semble moindre, et à la gêne occasionnée par le nuage de poussières de sol qui favorise l'érosion éolienne.

- **Traitement des effluents** contenant les PPP après application (sans oublier les efforts à mener lors des manipulations avant application pour la sécurisation des utilisateurs et les milieux environnants) : une mauvaise gestion des effluents des PPP (fonds de cuve) contribue à des risques importants de transferts des PPP, considérés plutôt comme de la pollution ponctuelle maîtrisable. Les dispositifs de traitement de ces

effluents par biodégradation naturelle (système Biobed) apportent des solutions efficaces pour la plupart des PPP actuellement utilisés (ceux dont la biodégradation est possible). Leur développement et généralisation peuvent être favorisés. Des solutions plus technologiques (sorption sur substrat, filtration membranaire, oxydation avancée…) ne démontrent pas une efficacité éprouvée en particulier pour les substances hydrophiles. Leur coût peut aussi s'avérer être un frein à leur déploiement.

- **La bioremédiation** et la **phytoremédiation** sont des leviers possibles basés sur l'utilisation de la biodiversité en parcelle cultivée (micro-organismes, vers de terre…). Ce sujet est en pleine expansion avec de nombreuses publications sur les interactions avec différents organismes, mais peu d'études sont réalisées en situation réelle avec des données sur la diminution des transferts de PPP (excepté pour la dépollution de métaux comme le cuivre). La plupart des études abordent essentiellement la détoxication et la métabolisation des PPP par des organismes vivants.

- **Conditions météorologiques** : les conditions météorologiques influencent de nombreux processus gouvernant le devenir des PPP dans l'environnement, depuis le moment de l'application jusqu'à leur devenir dans les différents compartiments environnementaux. Selon la réglementation en vigueur, les pulvérisations sont interdites à partir d'une vitesse de vent de 3 Beaufort (soit 19 km/h à 10 m de hauteur). Des préconisations portent également sur l'hygrométrie, qui ne doit pas être trop basse lors du traitement pour limiter l'évaporation des gouttes et donc leur potentiel de dérive. Attention toutefois aux traitements par vent très faible (la nuit notamment), conditions qui limitent certes les émissions mais qui peuvent générer localement des concentrations plus élevées. Par ailleurs, la prise en compte des conditions atmosphériques pour limiter le risque de dérive souffre d'approximations dans la quantification et l'échantillonnage de la force et de la direction du vent ainsi que de l'humidité de l'air. L'effet des conditions météorologiques sur la dynamique temporelle de la volatilisation des produits appliqués au sol ou sur couvert reste partiellement interprété et décrit dans les modèles en lien avec les couplages de processus en jeu. Ce sont des aspects qui restent à approfondir pour mieux évaluer les conditions de sa limitation. Il serait également important de fiabiliser et généraliser la prévision météorologique et sa prise en compte pour éviter les périodes d'application à risque de lessivage foliaire lié aux pluies suivant de près l'application. En ce qui concerne les transferts hydriques dans le ruissellement, les conditions météorologiques peuvent jouer à plusieurs niveaux : sur l'état d'humidité du sol au moment de l'application qui va influencer la répartition du produit entre la solution du sol et la matrice solide mais surtout la capacité du sol à ruisseler (par saturation en eau plus ou moins rapide des couches de surface). D'après la littérature, un traitement sur sol ni trop sec ni trop humide semble à privilégier. La quantité et surtout la date d'occurrence de la pluie jouant un rôle crucial dans le risque de transfert de surface aussi bien en phase dissoute que particulaire, un levier important peut être d'éviter les traitements avant une pluie. Cependant, cela ne semble pas toujours possible, notamment dans le cas des traitements des maladies fongiques dont la pluie peut faciliter la propagation depuis le sol. A noter alors que la couverture du sol peut contribuer à limiter ce risque.

L'ensemble des leviers décrits ci-dessus, est peu, voire pas travaillé pour les PPP de biocontrôle et, d'une manière générale, très peu de littérature existe sur le transfert des substances utilisées ou des molécules produites par les agents de biocontrôle, excepté sur la persistance de quelques molécules et micro-organismes dans le sol. Ainsi, nous notons une absence globale de données sur les leviers intraparcellaires en ce qui concerne les PPP de biocontrôle.

7.3. Les leviers extra-parcellaires à l'échelle du bassin versant

Les processus de transferts observés à l'échelle du bassin versant et les leviers susceptibles de les réduire sont représentés par la Figure 5-17.

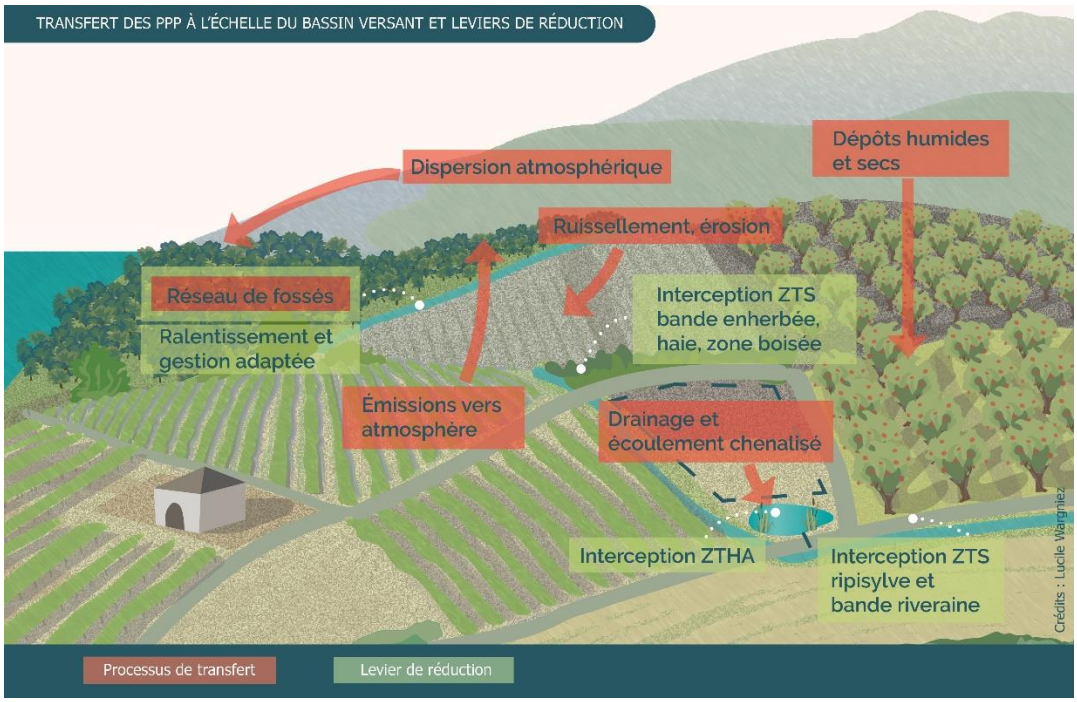


Figure 5-17. Schéma de synthèse des leviers permettant de réduire les transferts de PPP à l'échelle du bassin versant

L'aménagement du paysage au-delà de la seule parcelle est un levier complémentaire des adaptations des pratiques agricoles parcellaires qui apparaît même comme indispensable dans la mesure où, comme on l'a vu plus haut, on ne peut garantir un risque zéro de transfert en dehors de la parcelle dès lors qu'un PPP est utilisé. Les zones tampons jouent alors le rôle d'interface entre les sites de productions agricoles et les milieux récepteurs (cours d'eau, habitations, écosystèmes non cibles). Les zones tampons se divisent en zones tampons dites sèches (ZTS) comme les bandes enherbées, les haies, les bosquets plus ponctuels, et les zones tampons dites humides, comme les marais ou lagunes. Dans tous les cas, leur rôle est d'intercepter les flux résiduels transférés depuis les parcelles agricoles afin de permettre leur atténuation.

Du fait des multiples fonctions et services des ZT, il est important d'avoir une vision globale pour optimiser ces fonctions.

Transferts hydriques

La mise en place de **bandes enherbées** de largeurs fixes le long du réseau hydrographique ne paraît pas suffisant pour garantir une bonne efficacité à réduire les transferts par ruissellement : la localisation et la largeur doivent être adaptées en fonction de la position du dispositif dans le bassin versant, du fonctionnement hydrologique de ce dernier et de paramètres environnementaux.

- La position en bas de versant est plus sujette à dysfonctionnement qu'en haut de versant car le risque de concentration des écoulements en rigoles est plus fort. De plus, la proximité avec le cours d'eau augmente le risque d'hydromorphie limitant l'infiltration et augmentant le risque de contamination de la nappe phréatique peu profonde. Dans tous les cas, la ZTS (bande enherbée, haie…) doit être en position d'intercepter les écoulements de surface. Par ailleurs, il est essentiel de minimiser les courts-circuits et d'éviter la compaction ou saturation du sol au sein de la zone tampon qui en limitent fortement l'efficacité. La localisation doit donc faire l'objet d'un diagnostic hydrologique à l'échelle du bassin versant et du site d'implantation lui-même.
- Pour le dimensionnement de la ZTS, plusieurs facteurs clés sont à considérer : volumes de ruissellement entrant, capacité d'infiltration de la zone, temps de séjour et capacité d'adsorption de la ZTS (ce qui implique une végétation assez dense, avec une bonne couverture au sol, un sol non tassé et assez régulier pour éviter des micro-topographies favorables à l'apparition de transferts préférentiels). Pour rendre compte de tous ces

facteurs en interaction, la modélisation est un outil intéressant. Dans le cas des bandes enherbées, l'outil Buvard est mobilisable pour aider à identifier la largeur de bande enherbée requise pour une efficacité d'abattement du ruissellement souhaitée. Dans la mise en œuvre concrète d'un dispositif sur le terrain, des observations *in situ* sont indispensables pour limiter les écueils (courts-circuits et tassement notamment).

Si elles sont correctement positionnées, dimensionnées et mises en place, les ZTS peuvent réduire très fortement les transferts de surface (particulaire et dissous), quel que soit le PPP. Un point de vigilance est à garder dans le cas de nappes peu profondes (s'assurer d'un filtre sol suffisant). Les fossés infiltrants végétalisés peuvent également jouer un rôle de rétention des PPP (par adsorption sur le sol, la litière et la végétation, par infiltration et dégradation) en fonction de leur capacité d'infiltration et d'adsorption des molécules. Les modalités de leur entretien sont cruciales pour en assurer l'efficacité : éviter les fonds décapés et nus, privilégier une gestion alternée dans l'espace pour conserver des tronçons propices à la rétention.

Il manque encore des travaux expérimentaux pour mieux cerner les interactions des PPP dissous et particulaires lors de leur transport au sein de la végétation (adsorption/désorption, filtration) et des suivis *in situ* pour mieux évaluer le devenir des PPP et de leurs produits de transformation dans le sol des parcelles et des ZTS sur le long terme (dégradation, devenir des produits de transformation, remobilisation comparativement à ce qui se passe au sein d'une parcelle traitée), en fonction des caractéristiques pédologiques, de couvert et environnementales.

On note peu de travaux sur le rôle des **haies** à limiter les transferts hydriques de PPP (risque d'infiltration rapide sous la haie, position en versant à privilégier).

La notion de **ZNT** s'est renforcée au niveau réglementaire depuis la dernière ESCo (notamment à partir de 2006). La littérature sur l'efficacité de tels dispositifs pour atténuer le transfert des PPP par ruissellement ne semble cependant pas avoir évolué. On peut supposer, d'après leurs caractéristiques (couverture du sol réduite, risque de rigoles, réduction de la capacité d'infiltration) que leur efficacité sera limitée par rapport à celle d'une bande enherbée. Dans les faits, il a été noté une tendance, *a priori*, des agriculteurs, à convertir les ZNT en bandes tampons car une culture en ZNT est moins productive et peut plus facilement devenir un réservoir à maladies ou ravageurs.

Intercepter les écoulements de surface chenalisés (fossés non végétalisés et non infiltrants, drains enterrés notamment) fait appel à un autre type de ZT. Les éléments du paysage comme les fossés de drainage végétalisés, mares, étangs, bassins de rétention, zones humides naturelles, tampons ou artificielles favorisent la dissipation des PPP. Les deux principaux processus recensés dans les travaux publiés sont la sorption et la dégradation principalement microbienne, la végétation jouant un rôle indirect dans le devenir des PPP. Cependant, même si le potentiel est réel, la dissipation effective est limitée avec une moyenne de 50% de rétention mesurée *in situ*, fortement dépendante des propriétés physico-chimiques des molécules et variable selon les conditions climatiques et hydrologiques (temps de séjour hydraulique et température). En particulier, les fossés de drainage qui présenteront un faible temps de séjour n'auront qu'une faible efficacité. Pour la dimension d'une zone tampon humide artificielle, les résultats convergent vers une surface de valeur seuil minimale de 1% de la surface du bassin versant amont connectée pour exprimer au mieux son potentiel d'abattement. Les publications n'ont cependant pas apporté d'éléments de connaissance sur le devenir des produits de transformation comme les métabolites au sein de ces éléments tampons.

Transferts aériens : ZNT et haies

Les concentrations atmosphériques et les dépôts au sol des composés émis par dérive ou par volatilisation décroissent avec la distance à la parcelle traitée. Ainsi, les ZNT permettent de décaler dans l'espace les zones sensibles à protéger du dernier rang de la parcelle traitée et de les placer ainsi à une distance de concentrations et dépôts moindres. Toutefois, leur dimensionnement reste à optimiser.

Les barrières physiques (notamment les haies) ont une efficacité prouvée à réduire les transferts atmosphériques des gouttelettes de pulvérisation, efficacité évaluée en ce qui concerne notamment la dérive sédimentaire.

Cependant, il reste encore difficile de caractériser précisément les dimensions, positionnement et propriétés des haies pour en assurer l'efficacité (porosité optimale pour à la fois permettre l'écoulement d'air - éviter ainsi l'effet « mur » - et la filtration de la haie). Il existe néanmoins des préconisations et règles selon la hauteur de la pulvérisation ou de la culture traitée mais ce n'est pas stabilisé. Certains auteurs ont relevé une variabilité de la réduction de la dérive observée dans les essais et concluent que cette variabilité doit être prise en compte pour définir une réglementation dans les conditions pratiques. Par ailleurs, le développement végétatif de la haie doit être en adéquation avec les périodes de traitement. Leur efficacité doit être évaluée également en cas de combinaison de leviers, par exemple pour des solutions modifiant la distribution granulométrique des gouttes notamment. Outre la barrière naturelle, des barrières physiques type filet horizontal et vertical (Alt'Dérives, filet *insect-proof*) sont également testées pour limiter le transfert. Comme pour les autres leviers, il est nécessaire d'évaluer si la capacité de la haie à réduire la dérive sédimentaire va réduire dans les mêmes proportions la dérive aérienne et, également, si elle est efficace à filtrer la phase gazeuse issue de la volatilisation.

7.4. Discussion sur les leviers, leur combinaison et contexte d'applicabilité

Aucun des leviers, pris indépendamment, ne garantit un risque zéro de transfert. Tous les leviers présentent un effet sur la réduction des transferts qui s'exprime variablement et est plus ou moins limité selon les conditions pédoclimatiques, la saison/température, le développement végétatif et les propriétés des substances appliquées. L'ensemble des leviers pour favoriser les différentes fonctions (atténuation de la dérive, de l'érosion, du ruissellement, de la lixiviation et du drainage, augmentation de la biodiversité…) doit donc être considéré. Cependant, les études publiées ne permettent pas d'évaluer l'effet de combinaisons ou le cumul de plusieurs leviers, du fait d'une forte complexité de l'approche multi-leviers. Des antagonismes ou incompatibilités entre levier peuvent apparaître *a posteriori*. Ce point de vigilance est à approfondir pour assurer et garantir diverses fonctions.

En particulier, certaines pratiques et/ou éléments des systèmes de culture agroécologiques peuvent induire des modifications des écoulements intra-parcellaires et induire des ajustements des leviers extra-parcellaires selon les voies de transferts résiduelles à atténuer (choix des ZT les plus adaptées).

On peut noter également que l'appréhension par les agriculteurs de la problématique de l'usage des PPP est en cours d'évolution. Les critères d'exigence d'efficacité des traitements diminuent et l'analyse bénéfices-risques conduit à des réductions d'usage limitant le risque de transfert et ce, dans un contexte global de transition agroécologique : moindre usage des PPP, plus ciblé dans le temps et l'espace et avec des seuils de déclenchement moins fréquents et davantage basés sur des observations terrain. L'acceptabilité sociale évolue (notamment notions de parcelle propre *vs* sale) en lien avec toute la chaîne alimentaire (de la ferme à l'assiette).

Les aménagements ou zones tampons comme interface paysagère ont montré leur intérêt multifonctionnel. La valorisation des connaissances sur les zones tampons sèches (essentiellement les bandes enherbées) a permis le développement de l'outil d'aide au dimensionnement (Buvard) considérant l'effet de la présence d'une nappe sur l'efficacité. Des travaux récents dans VFSMOD devraient permettre d'améliorer la prise en compte de la rétention des colloïdes dans une bande enherbée et de la présence de macropores pouvant engendrer des écoulements préférentiels limitant la rétention dans le sol de la bande enherbée. Les retours d'expérience acquis depuis 2005 sur les zones tampons humides renforcent les connaissances sur leur efficacité et leurs limites. Dans les prochaines années, la valorisation sous forme d'outil d'aide au dimensionnement devrait être disponible à la communauté agricole.

La littérature récente encourage la promotion d'études plus globales : d'une part, au niveau de la zone tampon elle-même, il est suggéré de considérer le sol et la végétation comme un écosystème et d'étudier l'influence des macro-invertébrés sur la structuration du sol (macropores) et celle des micro-organismes, combinés aux plantes, sur la dégradation des PPP, d'autre part, au niveau de la prise en compte de l'influence du fonctionnement agro-pédo-hydrologique du bassin versant dans son ensemble sur l'efficacité des ZT.

Le paysage apparaît comme un levier, qui avait déjà été mis en avant dans les travaux de l'ex CORPEN, a été repris et prolongé par le groupe technique zone tampon (malheureusement en déclin faute de soutien financier) et a été placé au cœur d'appels d'offre récents. Il s'agit notamment, outre la mise en place d'infrastructures paysagères (notamment ZT) visant à limiter les transferts de composés dans l'environnement, de modifier les pratiques au sein du paysage en fonction des vulnérabilités des différentes zones, d'ajuster l'organisation spatio-temporelle des parcelles (couple occupation-pratiques) et la diversité agroécologique pour viser une diminution globale des usages des PPP et augmenter la résilience des paysages aux transferts (et aux impacts). Divers projets en cours devraient apporter des éclairages nouveaux sur les leviers mobilisables à cette échelle.

D'autre part, au niveau du bassin versant, mises à part quelques études ponctuelles, on note toujours un manque de retours d'expérience sur la mise en évidence de l'effet positif spécifique des zones tampons vis-à-vis de la qualité de l'eau. Les freins majeurs sont la difficulté de s'affranchir des facteurs confondants et de réaliser un bilan représentatif de l'évolution réelle des flux de PPP aux échelles de temps requises. Les nouveaux outils de mesure des PPP, tels que les échantillonneurs intégratifs passifs, participent à avancer dans ce sens en les complétant par un suivi hydrométéorologique adapté et une connaissance suffisamment fine des actions réellement mises en place par les agriculteurs à l'échelle du bassin versant sur la période d'étude.

Au final, la question du devenir des produits de transformation formés et retenus dans les différents substrats (sol, eau, végétation) dans la parcelle et au sein des ZT reste d'actualité et nécessite des approfondissements. Il est donc légitime de se poser la question de savoir si la réduction en termes de flux de PPP obtenue par la mise en œuvre des leviers parcellaires et inter-parcellaires disponibles est suffisante ou compatible avec les niveaux d'exposition écotoxicologique acceptables, voire sans effet.

Par ailleurs, sous évolution incertaine et non stationnaire du climat, des questions émergeront sur la maîtrise des transferts de PPP en contexte d'évènements météorologiques plus extrêmes générant des flux plus importants, de relocalisation de cultures, du développement des ravageurs et par conséquent de l'évolution des traitements PPP induite.

7.5. Capacité des modèles à décrire les leviers

En préambule, il est nécessaire de préciser que les modèles développés à ce jour ne permettent pas de reproduire parfaitement la réalité des transferts du fait de la complexité des processus à intégrer. Ils permettent en revanche de définir des niveaux d'expositions potentielles ou des concentrations prévisibles dans l'environnement pour une gestion du risque. Dans l'évaluation des leviers, les modèles contribuent aussi à établir des scénarios et à préciser en relatif leurs effets sur la réduction des transferts des PPP. Cette section vise à faire un point sur la disponibilité des outils actuels et sur leurs principales limites, spécifiques aux transferts atmosphériques puis hydriques ou d'ordre général.

En ce qui concerne le volet atmosphérique, on peut noter une dynamique accrue d'activités de recherche ces 20 dernières années dans la communauté scientifique et parmi les acteurs de terrains (chambres d'agriculture, instituts techniques, Anses, AASQA...). Ainsi, divers outils/approches ont été proposés depuis les échelles parcellaires jusqu'aux échelles paysagères voire régionales et nationale, des développements restant encore nécessaires pour rendre ces outils pleinement opérationnels. Certains outils ont été développés spécifiquement pour les PPP comme les modèles d'émission, que cela soit par dérive des gouttelettes ou par volatilisation, d'autres ont été développés pour d'autres composés et adaptés et appliqués aux PPP, comme les modèles de dispersion atmosphériques aux échelles locales, territoriales ou supérieures. Ces outils sont tout à fait pertinents - moyennant la résolution de certaines limites relevées dans les sections précédentes - pour identifier et tester l'efficacité de leviers d'action sur la réduction des transferts, comme par exemple, l'incorporation au sol des PPP de façon à limiter la volatilisation, le changement de matériel de pulvérisation pour limiter la dérive (moyennant la connaissance des caractéristiques des gouttes émises), la largeur de zone non traitée nécessaire pour limiter l'exposition d'écosystèmes en aval de la parcelle traitée, l'installation d'une barrière physique…

Pour aller plus loin dans ces analyses et couvrir la diversité des situations, les besoins de développements suivants peuvent être identifiés : développer les outils pour les contextes non traités actuellement (volatilisation en arboriculture, dans les DROM…), améliorer la connaissance du devenir des PPP dans l'atmosphère (distribution gaz/particule, dégradation dans toutes les phases, lessivage par la pluie) et de leurs échanges avec les surfaces (améliorer la description des dépôts gazeux et humides dans les modèles pour intégrer l'exposition d'écosystèmes non cibles *via* ces voies de transferts), poursuivre les développements à des échelles supérieures qui permettent de prendre en compte la multiplicité des parcelles traitées et la configuration spatiale – cela requiert d'intégrer également de manière plus quantitative l'effet des barrières physiques dans la limitation des transferts mais aussi de connaitre les usages de PPP spatialement et temporellement. A noter cependant le faible nombre de jeux de données acquis sur les flux de volatilisation et la dérive aérienne, ce qui est limitant pour explorer la diversité des situations. D'autres jeux de données sont nécessaires pour les produits en cours d'utilisation (*i.e.* plus récents) ainsi que sur des durées d'observation plus longues en ce qui concerne la volatilisation.

Pour le transfert hydrique, on trouve ici aussi une déclinaison de modèles selon les échelles spatiales et les objectifs. La synthèse de Juan (2018) permet de cerner quels outils choisir selon les questions posées. Même s'ils présentent encore des besoins d'amélioration - notamment pour mieux rendre compte de l'effet des pratiques agroécologiques – les modèles à l'échelle de la parcelle agricole et des bandes enherbées sont d'ores et déjà utilisés pour l'évaluation de risque *a priori* et pour des choix de gestion. Des modélisations hydrologiques aux échelles du bassin versant et régionales, bien que moins avancées et plus complexes, existent et, pour certaines (SWAT), ont déjà été utilisées pour réaliser des diagnostics de vulnérabilité aux transferts. Le recours à ces outils de modélisation pour l'évaluation de scénarios à l'échelle du bassin versant n'a été testé que dans un faible nombre de cas et ne permet donc pas d'évaluer leur performance opérationnelle.

SWAT est le modèle de bassin versant le plus utilisé et il est capable de prendre en compte une fonction d'atténuation des transferts au sein de zones tampons. Toutefois, ses résolutions spatiale (unités homogènes de réponses hydrologique) et temporelle (jour) peuvent être limitantes pour des approches de risque ou des choix de localisation d'aménagements à l'échelle des petits bassins. Très peu d'outils permettant de raisonner une combinaison d'infrastructures tampons différentes (bandes enherbées, fossés, haies, zones tampons humides artificielles), et *a fortiori* permettant de rendre compte de l'influence de leur organisation spatiale, sont à ce jour disponibles. MHYDAS et plus récemment PeshMelba, offrent des perspectives intéressantes pour réfléchir au lien pression-impact et à l'aménagement des bassins versants

La déclinaison de tels modèles sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. A la fois les besoins de données de paramétrage et de règles d'utilisation, ainsi que la nécessité de l'estimation des incertitudes associées aux résultats, doivent faire l'objet d'une attention particulière afin de pouvoir utiliser ces modèles pour hiérarchiser des scénarios de changements de pratiques et/ou d'aménagements. Alors que l'accès aux données environnementales spatialisées (caractéristiques du sol, de la topographie, de l'occupation du sol et séries chronologiques météorologiques) est devenu plus facile grâce aux outils d'observation de la Terre et aux bases de données météorologiques, la connaissance des dates et doses d'application des PPP et des pratiques agricoles représente toujours un défi majeur notamment à l'échelle des petits bassins versants. Il est particulièrement difficile de prévoir (pour une évaluation prospective) ou de recueillir des informations (pour une analyse rétrospective) sur la nature, le moment, l'endroit et la manière dont une substance spécifique (ou un ensemble de substances) est appliquée.

Au total, quelle que soit la voie de transfert considérée, les limites communes identifiées sont les suivantes :

- Représentation insuffisante des impacts réels des pratiques culturales sur les transferts des contaminants ;
- Dépendance à l'existence de bases de données détaillées sur les agrosystèmes et hydrosystèmes étudiés, avec des données pas toujours faciles à acquérir ;
- Prise en compte insuffisante de la sensibilité des modèles aux différents paramètres et des incertitudes associées aux résultats ;
- Besoin de savoir-faire important pour les mettre en œuvre notamment à l'échelle du bassin versant (faible niveau d'opérationnalité).

Il apparaît aussi indispensable :

- De prendre en compte des nouvelles pratiques agricoles dans les modèles (par exemple agroforesterie, diversification intra parcellaire, résidus de culture en surface…) ;
- D'approfondir l'étude de l'effet de la formulation sur le comportement des matières actives. Ce dernier point est particulièrement délicat de par la diversité des couples matières actives / formulations mais également parce que les co-formulants ne sont pas connus ;
- De mieux renseigner les usages de PPP spatialement et temporellement, ces informations étant encore insuffisamment précises. La spatialisation des données issues de la BNVD (BNVD-S) représente un atout particulièrement intéressant dans ce contexte. Il faudrait la compléter par des données sur les usages réels et les calendriers de traitement pour préciser les aspects temporels des applications ;
- D'aborder l'étude du devenir des produits de biocontrôle (peu ou pas explorés actuellement) ainsi que des produits de transformation formés dans les parcelles, selon les stratégies de gestion, ainsi que dans les différentes zones tampons ;
- De continuer à acquérir des jeux de données pour confronter les modèles aux observations, que cela soit en termes de contamination du milieu (*cf*. Chapitre 4) ou de flux de composés entre les compartiments environnementaux ;
- De poursuivre les développements de modèles aux échelles du paysage qui intègrent conjointement les divers compartiments environnementaux et l'organisation paysagère. En effet, dans un objectif de gestion, il semble important de pouvoir associer les modèles de transfert de PPP par voie hydrique à des modèles de dérive aérienne voire atmosphérique et à des modèles agronomiques permettant de tester des solutions innovantes. C'est dans cette perspective qu'est développé le projet MIPP (Modélisation Intégrée du devenir des Pesticides dans les Paysages agricoles) ;
- De déterminer le domaine de validité des outils selon les cas opérationnels (rendre compte de certaines situations spécifiques avec des leviers) et de prendre en compte les incertitudes liées aux résultats ;
- D'évaluer la faisabilité d'une transposition de ces outils à des contextes différents de ceux qui ont servi à leur développement. Des approches par typologie de milieux à enjeux (avec les modèles et jeux de données associés) permettraient éventuellement de prioriser les contextes d'application sur lesquels faire porter les efforts ;
- De mener des travaux sur l'effet du changement climatique sur le comportement des composés, en y associant la modification d'usages de PPP induits à la fois par les modifications d'attaques des ravageurs et les modifications des cycles culturaux, voire l'évolution de leur localisation. La modélisation est un outil particulièrement adapté à l'étude de scénarios ;
- Plus largement, il semble également indispensable de, *a minima*, évaluer les scénarios de limitation des transferts du point de vue de leurs impacts écotoxicologiques et socio-économiques (quels interfaçages de modèles sont envisageables ?). Les enjeux de gestion peuvent impliquer des approches plus larges mobilisant les sciences humaines et sociales et les politiques publiques. Par exemple, une étude récente combinant la modélisation (SWAT), le suivi de terrain et l'implication des agriculteurs au niveau d'une tête de bassin versant a mis en évidence que les solutions (augmentation de largeurs de bandes riveraines, limitation des assolements voire abandon de certaines cultures) apparaissant comme nécessaires pour atteindre des objectifs de qualité fixés requerrait une coordination entre agriculteurs et propriétaires fonciers et une réflexion sur les indicateurs de qualité ayant du sens à cette échelle ;
- Enfin, compte tenu des enjeux et des effets multiples des stratégies de gestion à la parcelle et des éléments paysagers sur le transfert de substances et le cycle de l'eau, il apparaît un besoin croissant d'approches plus intégrées abordant à la fois les aspects qualitatifs et quantitatifs des échelles locales jusqu'au bassin versant.

Références bibliographiques

Adak, T.; Mahapatra, B.; Swain, H.; Patil, N.B.; Pandi, G.G.P.; Gowda, G.B.; Annamalai, M.; Pokhare, S.S.; Meena, K.S.; Rath, P.C.; Jena, M., 2020. Indigenous biobed to limit point source pollution of imidacloprid in tropical countries. *Journal of Environmental Management*, 272: 8. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111084

Adeel, M.; Zain, M.; Shafi, J.; Ahmad, M.A.; Rizwan, M.; Shafiq, M.; Rui, Y., 2018. Conservation agriculture, a way to conserve soil carbon for sustainable agriculture productivity and mitigating climate change: A review. *Fresenius Environmental Bulletin*, 27 (9): 6297-6308.

Adriaanse, P.I., 1996. *Fate of pesticides in field ditches: the TOXSWA simulation model*. Wageningen: SC-DLO. https://edepot.wur.nl/363765

Adriaanse, P.I., 1997. Exposure assessment of pesticides in field ditches: The TOXSWA model. *Pesticide Science*, 49 (2): 210-212. https://doi.org/10.1002/(SICI)1096-9063(199702)49:2<210::AID-PS496>3.0.CO;2-1

Ahmad, M.; Rajapaksha, A.U.; Lim, J.E.; Zhang, M.; Bolan, N.; Mohan, D.; Vithanage, M.; Lee, S.S.; Ok, Y.S., 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. *Chemosphere*, 99: 19-33. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.071

Ahmadi, M.; Arabi, M.; Hoag, D.L.; Engel, B.A., 2013. A mixed discrete-continuous variable multiobjective genetic algorithm for targeted implementation of nonpoint source pollution control practices. *Water Resources Research*, 49 (12): 8344-8356. https://doi.org/10.1002/2013wr013656

Al Heidary, M.; Douzals, J.P.; Sinfort, C.; Vallet, A., 2014. Influence of spray characteristics on potential spray drift of field crop sprayers: A literature review. *Crop Protection*, 63: 120-130. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2014.05.006

Alletto, L.; Coquet, Y.; Benoit, P.; Heddadj, D.; Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 367-400. https://doi.org/10.1051/agro/2009018

Alvarez, A.; Saez, J.M.; Costa, J.S.D.; Colin, V.L.; Fuentes, M.S.; Cuozzo, S.A.; Benimeli, C.S.; Polti, M.A.; Amoroso, M.J., 2017. Actinobacteria: Current research and perspectives for bioremediation of pesticides and heavy metals. *Chemosphere*, 166: 41-62. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.070

Alves, G.S.; Kruger, G.R.; da Cunha, J.P.A.R., 2018. Spray drift and droplet spectrum from dicamba sprayed alone or mixed with adjuvants using air-induction nozzles. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 53 (6): 693-702. https://doi.org/10.1590/S0100-204x2018000600005

Andreu, M.G.; Tamang, B.; Freidman, M.H.; Rockwood, D., 2009. The benefits of windbreaks for Florida growers School of Forest Resources and Conservation Department, UF/IFAS. https://edis.ifas.ufl.edu/publication/FR253 [consulté:

Anyusheva, M.; Lamers, M.; La, N.; Nguyen, V.V.; Streck, T., 2012. Fate of Pesticides in Combined Paddy Rice–Fish Pond Farming Systems in Northern Vietnam. *Journal of Environmental Quality*, 41 (2): 515-525. https://doi.org/10.2134/jeq2011.0066

Appah, S.; Jia, W.D.; Ou, M.X.; Wang, P.; Asante, E.A., 2020. Analysis of potential impaction and phytotoxicity of surfactant-plant surface interaction in pesticide application. *Crop Protection*, 127: 104961-104961. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.104961

Appah, S.; Wang, P.; Ou, M.X.; Gong, C.; Jia, W.D., 2019. Review of electrostatic system parameters, charged droplets characteristics and substrate impact behavior from pesticides spraying. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12 (2): 1-9. https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191202.4673

Arnold, J.G.; Allen, P.M.; Bernhardt, G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142 (1-4): 47-69. https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90004-s

Arora, K.; Mickelson, S.K.; Helmers, M.J.; Baker, J.L., 2010. Review of Pesticide Retention Processes Occurring in Buffer Strips Receiving Agricultural Runoff1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (3): 618-647. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00438.x

Asman, W., 2005. *Entrapment of ammonia, odour compounds, pesticide sprays and pathogens by shelterbelts Overview of current knowledge and recommendations for future research*: Danish Institute of Agricultural Sciences, 168.

Asman, W.; Jorgensen, A.; Jensen, P.K., 2003. *Dry deposition and spray drift of pesticides to nearby water bodies*: Danish Environmental Protection Agency, (87-7972-946), 171. Pesticide research nr66.

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64.

Augusto, J.; Brenneman, T.B.; Culbreath, A.K.; Sumner, P., 2010. Night Spraying Peanut Fungicides II. Application Timings and Spray Deposition in the Lower Canopy. *Plant Disease*, 94 (6): 683-689. https://doi.org/10.1094/pdis-94-6-0683

Bach, M.; Diesner, M.; Grossmann, D.; Guerniche, D.; Hommen, U.; Klein, M.; Kubiak, R.; Muller, A.; Priegnitz, J.; Reichenberger, S.; Thomas, K.; Trapp, M., 2016. Pesticide exposure assessment for surface waters in the EU. Part 1: Some comments on the current procedure. *Pest Management Science*, 72 (7): 1279-1284. https://doi.org/10.1002/ps.4281

Bach, M.; Hollis, J., 2013. Comment on "Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field". *Environmental Science & Technology*, 47 (2): 1177-1178. https://doi.org/10.1021/es303575j

Balsari, P.; Grella, M.; Marucco, P.; Matta, F.; Miranda-Fuentes, A., 2019. Assessing the influence of air speed and liquid flow rate on the droplet size and homogeneity in pneumatic spraying. *Pest Management Science*, 75 (2): 366-379. https://doi.org/10.1002/ps.5120

Bannwarth, M.A.; Grovermann, C.; Schreinemachers, P.; Ingwersen, J.; Lamers, M.; Berger, T.; Streck, T., 2016. Non-hazardous pesticide concentrations in surface waters: An integrated approach simulating application thresholds and resulting farm income effects. *Journal of Environmental Management*, 165: 298-312. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.001

Barfield, B.; Blevins, R.; Fogle, A.; Madison, C.; Inamdar, S.; Carey, D.; Evangelou, V., 1998. Water quality impacts of natural filter strips in karst areas. *Transactions of the ASAE*, 41 (2): 371-381. https://doi.org/https://doi.org/10.13031/2013.17187

Basford, W.D.; Rose, S.C.; Carter, A.D., 2004. On farm bioremediation (biobed) systems to limit point source pesticide pollution from sprayer mixing and washdown areas. *Aspects of applied biology*, 71: 27-34.

Basset-Mens, C., 2016. *Emissions au champ de pesticides vers l'air en conditions tropicales : état de l'art et perspectives de recherche*: Ademe, 38.

Baumhardt, R.L.; Stewart, B.A.; Sainju, U.M., 2015. North American Soil Degradation: Processes, Practices, and Mitigating Strategies. *Sustainability*, 7 (3): 2936-2960. https://doi.org/10.3390/su7032936

Bedos, C.; Alletto, L.; Durand, B.; Fanucci, O.; Brut, A.; Bourdat-Deschamps, M.; Giuliano, S.; Loubet, B.; Ceschia, E.; Benoit, P., 2017. Observed volatilization fluxes of S-metolachlor and benoxacor applied on soil with and without crop residues. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (4): 3985-3996. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8124-9

Bedos, C.; Douzals, J.P.; Barriuso, E.; Bordes, J.P.; Chantelot, E.; Cellier, P.; Loubet, B.; Mercier, T.; Perriot, B.; Sine, M.; Verjux, N.; Verpont, F.; Huyghe, C., 2020. *Application des produits phytopharmaceutiques et protection des riverains : Synthèse des connaissances pour définir les distances de sécurité Membres du groupe de travail INRAE-Anses-ACTA. INRAE*.

Bedos, C.; Douzals, J.P.; Van den Berg, F., 2019a. *PRotocole de mesure des Emissions des Pesticides vers l'Atmosphère*, 32. Rapport Final Projet PREPARE (APR Ademe CORTEA).

Bedos, C.; Génermont, S.; Castell, J.F.; Cellier, P., 2019b. *Agriculture and Air Quality. Investigating, Assessing and Managing*. https://doi.org/10.1007/978-94-024-2058-6

Bedos, C.; Loubet, B.; Barriuso, E., 2013. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. *Environmental Science & Technology*, 47 (24): 14250-14257. https://doi.org/10.1021/es402592n

Bedos, C.; Loubet, B.; Decuq, C.; Durand, B.; Fanucci, O.; Chakkour, S.; Lecuyer, V.; Deschamps, M.; Barriuso, E.; Génermont, S.; Personne, E., 2016. *Contamination des eaux de surface par les pesticides : extension et évaluation d'un outil d'évaluation de la part des apports gazeux aériens*.

Bedos, C.; Rousseau-Djabri, M.F.; Gabrielle, B.; Flura, D.; Durand, B.; Barriuso, E.; Cellier, P., 2006. Measurement of trifluralin volatilization in the field: Relation to soil residue and effect of soil incorporation. *Environmental Pollution*, 144 (3): 958-966. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2006.01.043

Bedos, C.; Rousseau-Djabri, M.F.; Loubet, B.; Durand, B.; Flura, D.; Briand, O.; Barriuso, E., 2010. Fungicide Volatilization Measurements: Inverse Modeling, Role of Vapor Pressure, and State of Foliar Residue. *Environmental Science & Technology*, 44 (7): 2522-2528. https://doi.org/10.1021/es9030547

Benoit, P.; Alletto, L.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Garnier, P.; Mamy, L.; Pot-Genty, V.; Réal, B.; Vieublé, L., 2014. Travail du sol et risques de transfert de produits phytosanitaires. *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*. Quae ed. Versailles, FRA: Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (Savoir Faire), 127-141.

Benoit, P.; Bruckler, L.; Ciuraru, R.; Génermont, S.; Ouvry, J.F.; Pelosi, C.; Recous, S., 2020. Implantation des cultures et gestion de l'environnement. *Réussir l'implantation Des Cultures Enjeux Agroécologiques, Itinéraires Techniques, Savoir Faire*. Quae, 209–233.

Benoit, P.; Souiller, C.; Madrigal, I.; Pot, V.; Real, B.; Coquet, Y.; Margoum, C.; Laillet, B.; Duterte, A.; Gril, J.J.; Barriuso, E., 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. Cas des pesticides. *Etude et Gestion des Sols*, 10 (4): 299-312.

Bento, C.P.M.; Goossens, D.; Rezaei, M.; Riksen, M.; Mol, H.G.J.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2017. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental Pollution*, 220, Part B: 1079-1089. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.033

Béranger, R.; Billoir, E.; Nuckols, J.R.; Faure, E.; Blain, J.; Chasles, V.; Philip, T.; Schüz, J.; Fervers, B., 2014. Environmental determinants of the indoor exposure to agricultural pesticides. *Testicular Germ Cell Tumors: Assessing the Impact of Occupational and Environmental Exposure to Pesticides*: 142-169.

Bereswill, R.; Streloke, M.; Schulz, R., 2014. Risk mitigation measures for diffuse pesticide entry into aquatic ecosystems: Proposal of a guide to identify appropriate measures on a catchment scale. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10 (2): 286-298. https://doi.org/10.1002/ieam.1517

Berk, P.; Belsak, A.; Stajnko, D.; Lakota, M.; Muskinja, N.; Hocevar, M.; Rakun, J., 2019. Intelligent automated system based on a fuzzy logic system for plant protection product control in orchards. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 12 (3): 92-102. https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20191203.4476

Bicalho, S.T.T.; Langenbach, T.; Rodrigues, R.R.; Correia, F.V.; Hagler, A.N.; Matallo, M.B.; Luchini, L.C., 2010. Herbicide distribution in soils of a riparian forest and neighboring sugar cane field. *Geoderma*, 158 (3-4): 392-397. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.06.008

Bird, L.; Perry, S.G.; Ray, S.L.; Teske, M.E.; Scherer, P.N., 1997. *An evaluation of AgDrift 1.0 model for use in aerial applications*. Athens, GA, USA: US EPA.

Blanco-Canqui, H., 2019. Biochar and Water Quality. *Journal of Environmental Quality*, 48 (1): 2-15. https://doi.org/10.2134/jeq2018.06.0248

Blanco, M.N.; Fenske, R.A.; Kasner, E.J.; Yost, M.G.; Seto, E.; Austin, E., 2019. Real Time Monitoring of Spray Drift from Three Different Orchard Sprayers. *Chemosphere*, 222: 46-55. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.092

Bock, C.H.; Rains, G.C.; Hotchkiss, M.W.; Chen, C.X.; Brannen, P.M., 2020. The Effect of Tractor Speed and Canopy Position on Fungicide Spray Deposition and Peach Scab Incidence and Severity. *Plant Disease*, 104 (7): 2014-2022. https://doi.org/10.1094/pdis-10-19-2225-re

Boivin, A.; Lacas, J.G.; Carluer, N.; Margoum, C.; Gril, J.J.; Gouy, V., 2007. Pesticide leaching potential through the soil of a buffer strip in the river Morcille Catchment (Beaujolais). *XIII Symposium Pesticide Chemistry – Environmental Fate and Human Health*. Piacenza, 8.

Boivin, A.; Poulsen, V., 2017. Environmental risk assessment of pesticides: state of the art and prospective improvement from science. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6889-6894. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8289-2

Boutron, O.; Margoum, C.; Chovelon, J.M.; Guillemain, C.; Gouy, V., 2010. Laboratory studies of the adsorption of two pesticides (diuron and tebuconazole) using a batch design and an experimental flume: influence of contact conditions. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 90 (3-6): 286-298. https://doi.org/10.1080/03067310903353487

Boutron, O.; Margoum, C.; Chovelon, J.M.; Guillemain, C.; Gouy, V., 2011. Effect of the submergence, the bed form geometry, and the speed of the surface water flow on the mitigation of pesticides in agricultural ditches. *Water Resources Research*, 47: 13. https://doi.org/10.1029/2011wr010378

Bouvet, T.; Loubet, B.; Wilson, J.D.; Tuzet, A., 2007. Filtering of windborne particles by a natural windbreak. *Boundary-Layer Meteorology*: 481-509.

Bozon, N.; Mohammadi, B., 2009. GIS-based atmospheric dispersion modelling. *Applied Geomatics*: 59-74.

Branger, F.; Viallet, P.; Debionne, S.; Braud, I.; Carluer, N.; Vauclin, M., 2007. Use of the LIQUID modelling platform to model the impact of agricultural structure on the hydrology of a small watershed. Utilisation de la plate-forme LIQUID pour modéliser l'influence d'aménagements hydro-agricoles sur l'hydrologie d'un petit bassin versant. *Journées modélisation au Cemagref, Clermont-Ferrand, 26-27 Novembre 2007*: 2007, 1. https://hal.inrae.fr/hal-02589781

Brisson, N.; Mary, B.; Ripoche, D.; Jeuffroy, M.H.; Ruget, F.; Nicoullaud, B.; Gate, P.; Devienne-Barret, F.; Antonioletti, R.; Durr, C.; Richard, G.; Beaudoin, N.; Recous, S.; Tayot, X.; Plenet, D.; Cellier, P.; Machet, J.M.; Meynard, J.M.; Delécolle, R., 1998. STICS: A generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18 (5-6): 311-346. https://doi.org/10.1051/agro:19980501

Brown, C.R.; Giles, D.K., 2018. Measurement of Pesticide Drift from Unmanned Aerial Vehicle Application to a Vineyard. *Transactions of the ASABE*, 61 (5): 1539-1546. https://doi.org/10.13031/trans.12672

Brunhoferova, H.; Venditti, S.; Schlienz, M.; Hansen, J., 2021. Removal of 27 micropollutants by selected wetland macrophytes in hydroponic conditions. *Chemosphere*, 281. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130980

Bueno, M.R.; da Cunha, J.P.A.R.; de Santana, D.G., 2017. Assessment of spray drift from pesticide applications in soybean crops. *Biosystems Engineering*, 154: 35-45. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.10.017

Bunzel, K.; Liess, M.; Kattwinkel, M., 2014. Landscape parameters driving aquatic pesticide exposure and effects. *Environmental Pollution*, 186: 90-97. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.11.021

Burlakoti, R.R.; Zandstra, J.; Jackson, K., 2014. Evaluation of epidemics and weather-based fungicide application programmes in controlling anthracnose fruit rot of day-neutral strawberry in outdoor field and protected cultivation systems. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 36 (1): 64-72. https://doi.org/10.1080/07060661.2014.895422

Butkovskyi, A.; Jing, Y.Y.; Bergheim, H.; Lazar, D.; Gulyaeva, K.; Odenmarck, S.R.; Norli, H.R.; Nowak, K.M.; Miltner, A.; Kastner, M.; Eggen, T., 2021. Retention and distribution of pesticides in planted filter microcosms designed for treatment of agricultural surface runoff. *Science of the Total Environment*, 778. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146114

Butler Ellis, M.C.; Lane, A.G.; O'Sullivan, C.M.; Miller, P.C.H., 2010. The determination of volatilisation rate of fungicides in a field experiment. *Aspects of Applied Biology: International Advances in Pesticide Application*. 2010, 317-324.

Calvet, R., 2019. *Les polluants dans le sol. Limiter leurs impacts environnementaux*. Paris France.

Calvet, R.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Benoit, P.; Charnay, M.P.; Coquet, Y., 2005. *Les pesticides dans le sol : conséquences agronomiques et environnementales*. Paris: France Agricole.

Campos, J.; Gallart, M.; Llop, J.; Ortega, P.; Salcedo, R.; Gil, E., 2020. On-Farm Evaluation of Prescription Map-Based Variable Rate Application of Pesticides in Vineyards. *Agronomy-Basel*, 10 (1): 102-102. https://doi.org/10.3390/agronomy10010102

Carles, M.; Guichard, L.; Martin, P.; Cahuzac, E., 2015. *Mieux suivre spatialement l'usage des pesticides, en particulier sur les bassins versants, en s'appuyant sur un observatoire des ventes détaillé au code postal de l'utilisateur final de produit*, 46. Rapport réalisé dans le cadre de l'axe 2, action 21 du programme Ecophyto, pour le compte de l'ONEMA et du MEDDE.

Carluer, N.; Gouy, V.; Liger, L., 2019. Intérêt des zones tampons pour limiter les transferts hydriques de produits phytosanitaires : quelle transposition possible des connaissances pour les haies et les haies sur talus ? *Sciences Eaux et Territoires*, (30): 66-71. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14758/SET-REVUE.2019.4.13

Carluer, N.; Lauvernet, C.; Noll, D.; Munoz-Carpena, R., 2017. Defining context-specific scenarios to design vegetated buffer zones that limit pesticide transfer via surface runoff. *Science of the Total Environment*, 575: 701-712. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.105

Carluer, N.; Noll, D.; Bernard, K.; Fontaine, A.; Lauvernet, C., 2014. Dimensionner les zones tampons enherbées et boisées pour réduire le transfert hydrique des produits phytosanitaires. *Techniques Sciences Méthodes*, 2014 (12): 101-120.

Carretta, L.; Cardinali, A.; Zanin, G.; Masin, R., 2017. Effect of Vegetative Buffer Strips on Herbicide Runoff From a Nontilled Soil. *Soil Science*, 182 (8): 285-291. https://doi.org/10.1097/ss.0000000000000221

Carsel, R.F.; Imhoff, J.C.; Hummel, P.R.; Cheplick, J.M.; Donigian Jr, A.S., 1998. *PRZM-3: a model for predicting pesticide and nitrogen fate in the crop root and unsaturated soil zones: user's manual for release 3.12. Athens, GA: National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, US Environmental Protection Agency*.

Carvalho, M.; Lourenco, E., 2014. Conservation Agriculture - A Portuguese Case Study. *Journal of Agronomy and Crop Science*, 200 (5): 317-324. https://doi.org/10.1111/jac.12065

Castillo, M.D.P.; Torstensson, L.; Stenstrom, J., 2008. Biobeds for environmental protection from pesticide use - A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56 (15): 6206-6219. https://doi.org.10.1021/jf800844x

Castro, M.J.L.; Ojeda, C.; Cirelli, A.F., 2014. Advances in surfactants for agrochemicals. *Environmental Chemistry Letters*, 12 (1): 85-95. https://doi.org/10.1007/s10311-013-0432-4

Catalogne, C.; Lauvernet, C.; Carluer, N., 2018. *Guide d'utilisation de l'outil BUVARD pour le dimensionnement des bandes tampons végétalisées destinées à limiter les transferts de pesticides par ruissellement*, 66. http://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00057088

Cesco, S.; Pii, Y.; Borruso, L.; Orzes, G.; Lugli, P.; Mazzetto, F.; Genova, G.; Signorini, M.; Brunetto, G.; Terzano, R.; Vigani, G.; Mimmo, T., 2021. A Smart and Sustainable Future for Viticulture Is Rooted in Soil: How to Face Cu Toxicity. *Applied Sciences-Basel*, 11 (3): 21. https://doi.org/10.3390/app11030907

Cessna, A.J.; Kerr, L.A.; Pattey, E.; Zhu, T.; Desjardins, R.L., 1995. Field Comparison of Polyurethane Foam Plugs and Mini-Tubes Containing Tenax-Ta Resin as Trapping Media for the Aerodynamic Gradient Measurement of Trifluralin Vapor Fluxes. *Journal of Chromatography A*, 710 (1): 251-257. https://doi.org/10.1016/0021-9673(95)00081-W

Chahine, A.; Dupont, S.; Sinfort, C.; Brunet, Y., 2014. Wind-Flow Dynamics Over a Vineyard. *Boundary-Layer Meteorology*, 151 (3): 557-577. https://doi.org/10.1007/s10546-013-9900-4

Chambre régionale d'agriculture Grand Est, 2021. Connaitre pour agir : des fiches pratiques phytos & air pour comprendre les mécanismes et limiter les risques de transf'air. Projet CasDAR Repp'Air 2017-2020.

Charbonnier, E.; A., R.; Carpentier, A.S.; H., S.; Barriuso, E., 2015. *Pesticides. Des impacts aux changements de pratiques. Bilan de quinze années de recherche pour éclairer la décision publique*. Versailles (FRA): Editions Quae (*Savoir faire*). https://www.quae-open.com/produit/76/9782759223459/pesticides

Chaudhari, A.K.; Singh, V.K.; Kedia, A.; Das, S.; Dubey, N.K., 2021. Essential oils and their bioactive compounds as eco-friendly novel green pesticides for management of storage insect pests: prospects and retrospects. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (15): 18918-18940. https://doi.org/10.1007/s11356-021-12841-w

Chauhan, B.S.; Singh, R.G.; Mahajan, G., 2012. Ecology and management of weeds under conservation agriculture: A review. *Crop Protection*, 38: 57-65. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.03.010

Chen, C.; Guo, W.S.; Ngo, H.H., 2019. Pesticides in stormwater runoff-A mini review. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 13 (5). https://doi.org/10.1007/s11783-019-1150-3

Chen, S.D.; Lan, Y.B.; Zhou, Z.Y.; Ouyang, F.; Wang, G.B.; Huang, X.Y.; Deng, X.L.; Cheng, S.N., 2020. Effect of Droplet Size Parameters on Droplet Deposition and Drift of Aerial Spraying by Using Plant Protection UAV. *Agronomy-Basel*, 10 (2): 195-195. https://doi.org/10.3390/agronomy10020195

Chiu, M.C.; Hunt, L.; Resh, V.H., 2016. Response of macroinvertebrate communities to temporal dynamics of pesticide mixtures: A case study from the Sacramento River watershed, California. *Environmental Pollution*, 219: 89-98. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.048

Chow, R.; Scheidegger, R.; Doppler, T.; Dietzel, A.; Fenicia, F.; Stamm, C., 2020. A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. *Water Research X*, 9: 100064. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064

Christen, B.; Dalgaard, T., 2013. Buffers for biomass production in temperate European agriculture: A review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. *Biomass & Bioenergy*, 55: 53-67. https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2012.09.053

Cieslik, L.F.; Vidal, R.A.; Machado, A.B.; Trezzi, M.M., 2017. Fluazifop-P-Butyl Efficacy as a Function of Application Time and Herbicide Dose. *Planta Daninha*, 35 (0). https://doi.org/10.1590/s0100-83582017350100011

Cieslik, L.F.; Vidal, R.A.; Trezzi, M.M., 2013. Fatores ambientais que afetam a eficácia de herbicidas inibidores da ACCase: revisão. *Planta Daninha*, 31 (2): 483–489-483–489. https://doi.org/10.1590/S0100-83582013000200026

Cinotti, B.; Dufour, A., 2019. Protection des points d'eau : évaluation de la mise en œuvre de l'arrêté du 4 mai 2017. Rapport CGEDD et CGAAER. 46.

Clemow, Y.H.; Manning, G.E.; Breton, R.L.; Winchell, M.F.; Padilla, L.; Rodney, S.I.; Hanzas, J.P.; Estes, T.L.; Budreski, K.; Toth, B.N.; Hill, K.L.; Priest, C.D.; Teed, R.S.; Knopper, L.D.; Moore, D.R.J.; Stone, C.T.; Whatling, P., 2018. A Refined Ecological Risk Assessment for California Red-legged Frog, Delta Smelt, and California Tiger Salamander Exposed to Malathion. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (2): 224-239. https://doi.org/10.1002/ieam.2002

Cordova-Mendez, E.A.; Gongora-Echeverria, V.R.; Gonzalez-Sanchez, A.; Quintal-Franco, C.; Giacoman-Vallejos, G.; Ponce-Caballero, C., 2021. Pesticide treatment in biobed systems at microcosms level under critical moisture and temperature range using an Orthic Solonchaks soil from southeastern Mexico amended with corn husk as support. *Science of the Total Environment*, 772: 8. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145038

Costa, A.G.F.; Velini, E.D.; Rossi, C.V.S.; Corrêa, M.R.; Negrisoli, E.; Fiorini, M.V.; Siono, L.M., 2014. Adjuvantes na deriva de 2,4-D + glyphosate em condições de campo. *Cienc. Rural*, 44 (3): 387–392-387–392. https://doi.org/10.1590/S0103-84782014000300001

Couvidat, F.; Bedos, C.; Gagnaire, N.; Carra, M.; Ruelle, B.; Martin, P.; Poméon, T.; Alletto, L.; Armengaud, A.; Quivet, E., 2021. Simulating the impact of volatilization on atmospheric concentrations of pesticides with the 3D chemistry-transport model CHIMERE: method development and application to S-metolachlor and folpet. *Journal of Hazardous Materials*: 127497. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127497

Crum, S.J.H.; van Kammen-Polman, A.M.M.; Leistra, M., 1999. Sorption of nine pesticides to three aquatic macrophytes. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 37 (3): 310-316. https://doi.org/10.1007/s002449900519

Cryder, Z.; Wolf, D.; Carlan, C.; Gan, J., 2021. Removal of urban-use insecticides in a large-scale constructed wetland. *Environmental Pollution*, 268 (PT A): 115586. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115586

Cryer, S.A.; van Wesenbeeck, I.J.; Knuteson, J.A., 2003. Predicting regional emissions and near-field air concentrations of soil fumigants using modest numerical algorithms: A case study using 1,3-dichloropropene. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51 (11): 3401-3409. https://doi.org/10.1021/jf0262110

Daam, M.A.; Van den Brink, P.J., 2010. Implications of differences between temperate and tropical freshwater ecosystems for the ecological risk assessment of pesticides. *Ecotoxicology*, 19 (1): 24-37. https://doi.org/10.1007/s10646-009-0402-6

Dabrowski, J.M.; Balderacchi, M., 2013. Development and field validation of an indicator to assess the relative mobility and risk of pesticides in the Lourens River catchment, South Africa. *Chemosphere*, 93 (10): 2433-2443. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.08.070

Dabrowski, J.M.; Bennett, E.R.; Bollen, A.; Schulz, R., 2006. Mitigation of azinphos-methyl in a vegetated stream: Comparison of runoff- and spray-drift. *Chemosphere*, 62 (2): 204-212. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.05.021

Dagès, C.; Bailly, J.-S.; Dollinger, J.; Lagacherie, P.; Voltz, M., 2016. *Diagnostic et gestion des réseaux de fossés agricoles infiltrants pour la limitation de la contamination des masses d'eau par les pesticides. . Rapport de synthèse, Convention d'études INRA-ONEMA 2013-2015*. 107.

Dairon, R.; Dutertre, A.; Tournebize, J.; Marks-Perreau, J.; Carluer, N., 2017. Long-term impact of reduced tillage on water and pesticide flow in a drained context. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6866-6877. https://doi.org/10.1007/s11356-016-8123-x

Dalazen, G.; Merotto, A., 2016. Physiological and genetic bases of the circadian clock in plants and their relationship with herbicides efficacy. *Planta Daninha*, 34 (1): 191-198. https://doi.org/10.1590/s0100-83582016340100020

Daouk, S.; Doppler, T.; Wittmer, I.; Junghans, M.; Coster, M.; Stamm, C., 2019. Pesticides dans les eaux de surface : mesures de réduction et monitoring-synthèse des apprentissages liés aux projets «Phytos 62A». *Aqua & Gas*, 99 (1): 66-73.

Das, S.; Hageman, K.J., 2020. Influence of Adjuvants on Pesticide Soil-Air Partition Coefficients: Laboratory Measurements and Predicted Effects on Volatilization. *Environmental Science & Technology*, 54 (12): 7302-7308. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c00964

Davis, A.M.; Thorburn, P.J.; Lewis, S.E.; Bainbridge, Z.T.; Attard, S.J.; Milla, R.; Brodie, J.E., 2013. Environmental impacts of irrigated sugarcane production: Herbicide run-off dynamics from farms and associated drainage systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 180: 123-135. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.019

Davis, R.T.; Tank, J.L.; Mahl, U.H.; Winikoff, S.G.; Roley, S.S., 2015. The Influence of Two-Stage Ditches with Constructed Floodplains on Water Column Nutrients and Sediments in Agricultural Streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 51 (4): 941-955. https://doi.org/10.1111/1752-1688.12341

de Araujo, D.; Raetano, C.G.; Ramos, H.H.; da Rocha, D.S.R.; Prado, E.P.; Aguiar, V.C., 2016. Interference of spray volume, fruit growth and rainfall on spray deposits in citrus black spot control periods. *Ciencia Rural*, 46 (5): 825-831. https://doi.org/10.1590/0103-8478cr20150944

de Roffignac, L.; Cattan, P.; Mailloux, J.; Herzog, D.; Le Bellec, F., 2008. Efficiency of a bagasse substrate in a biological bed system for the degradation of glyphosate, malathion and lambda-cyhalothrin under tropical climate conditions. *Pest Management Science*, 64 (12): 1303-1313. https://doi.org/10.1002/ps.1633

De Schampheleire, M.; Nuyttens, D.; Dekeyser, D.; Verboven, P.; Spanoghe, P.; Cornelis, W.; Gabriels, D.; Steurbaut, W., 2009. Deposition of spray drift behind border structures. *Crop Protection*, 28 (12): 1061-1075. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.08.006

Debaeke, P.; Bedoussac, L.; Bonnet, C.; Bret-Mestries, E.; Seassau, C.; Gavaland, A.; Raffaillac, D.; Tribouillois, H.; Vericel, G.; Justes, E., 2017. Sunflower crop: environmental-friendly and agroecological. *Ocl-Oilseeds and Fats Crops and Lipids*, 24 (3): 12. https://doi.org/10.1051/ocl/2017020

Delgado-Moreno, L.; Bazhari, S.; Nogales, R.; Romero, E., 2019. Innovative application of biobed bioremediation systems to remove emerging contaminants: Adsorption, degradation and bioaccesibility. *Science of the Total Environment*, 651: 990-997. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.268

Devarrewaere, W.; Foque, D.; Nicolai, B.; Nuyttens, D.; Verboven, P., 2018. Eulerian-Lagrangian CFD modelling of pesticide dust emissions from maize planters. *Atmospheric Environment*, 184: 304-314. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.04.051

Devault, D.A.; Guillemin, J.P.; Millet, M.; Eymery, F.; Hulin, M.; Merlo, M., 2019. Prosulfocarb at center stage! *Environmental Science and Pollution Research*: 7. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06928-8

Diaconu, A.; Tenu, I.; Rosca, R.; Carlescu, P., 2017. Researches regarding the reduction of pesticide soil pollution in vineyards. *Process Safety and Environmental Protection*, 108: 135-143. https://doi.org/10.1016/j.psep.2016.09.016

Dietrich, A.M.; Gallagher, D.L., 2002. Fate and environmental impact of pesticides in plastic mulch production runoff: Field and laboratory studies. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50 (15): 4409-4416. https://doi.org/10.1021/jf0107454

Ding, G.L.; Guo, D.; Zhang, W.B.; Han, P.; Punyapitak, D.; Guo, M.C.; Zhang, Z.P.; Wang, B.T.; Li, J.Q.; Cao, Y.S., 2019. Preparation of novel auxinic herbicide derivatives with high-activity and low-volatility by me-too method. *Arabian Journal of Chemistry*, 12 (8): 4707-4718. https://doi.org/10.1016/j.arabjc.2016.09.001

Djabelkhir, K.; Lauvernet, C.; Kraft, P.; Carluer, N., 2017. Development of a dual permeability model within a hydrological catchment modeling framework: 1D application. *Science of the Total Environment*, 575: 1429-1437. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.012

Dollinger, J., 2016. *Analysis and modelling of pesticides transfer and retention in farmed infiltrating ditches as a function of the different management stratégies. Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien*. Montpellier SupAgro. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01591572

Dollinger, J.; Dages, C.; Bailly, J.S.; Lagacherie, P.; Voltz, M., 2015. Managing ditches for agroecological engineering of landscape. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 999-1020. https://doi.org/10.1007/s13593-015-0301-6

Dollinger, J.; Dages, C.; Samouelian, A.; Coulouma, G.; Lanoix, M.; Blanca, Y.; Voltz, M., 2018. Contrasting soil property patterns between ditch bed and neighbouring field profiles evidence the need of specific approaches when assessing water and pesticide fate in farmed landscapes. *Geoderma*, 309: 50-59. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.09.006

Dollinger, J.; Vinatier, F.; Voltz, M.; Dages, C.; Bailly, J.S., 2017. Impact of maintenance operations on the seasonal evolution of ditch properties and functions. *Agricultural Water Management*, 193: 191-204. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.08.013

Dore, T.; Makowski, D.; Malezieux, E.; Munier-Jolain, N.; Tchamitchian, M.; Tittonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34 (4): 197-210. https://doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.006

Dorr, G.; Woods, N.; Craig, I., 1998. Buffer zones for reducing drift from the application of pesticides. *International Conference on Engineering in Agriculture The University of Western Australia*. Perth, 27-30.

Dosskey, M.G.; Neelakantan, S.; Mueller, T.G.; Kellerman, T.; Helmers, M.J.; Rienzi, E., 2015. AgBufferBuilder: A geographic information system (GIS) tool for precision design and performance assessment of filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (4): 209-217. https://doi.org/10.2489/jswc.70.4.209

Doublet, J.; Mamy, L.; Barriuso, E., 2009. Delayed degradation in soil of foliar herbicides glyphosate and sulcotrione previously absorbed by plants: Consequences on herbicide fate and risk assessment. *Chemosphere*, 77 (4): 582-589. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.044

Dousset, S.; Jacobson, A.R.; Dessogne, J.B.; Guichard, N.; Baveye, P.C.; Andreux, F., 2007. Facilitated transport of diuron and glyphosate in high copper vineyard soils. *Environmental Science & Technology*, 41 (23): 8056-8061. https://doi.org/10.1021/es071664c

Dousset, S.; Thevenot, M.; Schrack, D.; Gouy, V.; Carluer, N., 2010. Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environmental Pollution*, 158 (7): 2446-2453. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.03.028

Duga, A.T.; Delele, M.A.; Ruysen, K.; Dekeyser, D.; Nuyttens, D.; Bylemans, D.; Nicolai, B.M.; Verboven, P., 2017. Development and validation of a 3D CFD model of drift and its application to air-assisted orchard sprayers. *Biosystems Engineering*, 154: 62-75. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.10.010

Durand, E., 2010. *Modélisation de la volatilisation, du transport atmosphérique et du dépôt des pesticides à proximité de champ traité. Mémoire de Master 2*. 55.

Eevers, N.; White, J.C.; Vangronsveld, J.; Weyens, N., 2017. Bio- and Phytoremediation of Pesticide-Contaminated Environments: A Review. In: Cuypers, A.; Vagronsveld, J., eds. *Phytoremediation*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Botanical Research), 277-318. https://doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001

EFSA; Hardy, A.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; More, S.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Chaudhry, Q.; Cubadda, F.; Gott, D.; Oomen, A.; Weigel, S.; Karamitrou, M.; Schoonjans, R.; Mortensen, A.; Efsa Sci Comm, 2018. Guidance on risk assessment of the application of nanoscience and nanotechnologies in the food and feed chain: Part 1, human and animal health. *EFSA Journal*, 16 (7): 95. https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5327

EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2013. Scientific Opinion on the report of the FOCUS groundwater working group (FOCUS, 2009): assessment of higher tiers. *EFSA Journal*, 11 (6). https://doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3291

Elsaesser, D.; Blankenberg, A.G.B.; Geist, A.; Maehlum, T.; Schulz, R., 2011. Assessing the influence of vegetation on reduction of pesticide concentration in experimental surface flow constructed wetlands: Application of the toxic units approach. *Ecological Engineering*, 37 (6): 955-962. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.003

Emmerson, M.; Morales, M.B.; Onate, J.J.; Batry, P.; Berendse, F.; Liira, J.; Aavik, T.; Guerrero, I.; Bommarco, R.; Eggers, S.; Part, T.; Tscharntke, T.; Weisser, W.; Clement, L.; Bengtsson, J., 2016. How Agricultural Intensification Affects Biodiversity and Ecosystem Services. In: Dumbrell, A.J.; Kordas, R.L.; Woodward, G., eds. *Advances in Ecological Research, Vol 55: Large-Scale Ecology: Model Systems to Global Perspectives*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Ecological Research), 43-97. https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2016.08.005

Everich, R.; Newcombe, A.; Nett, M.; Olinger, J., 2010. Efficacy of a Vegetative Buffer for Reducing the Potential Runoff of the Insect Growth Regulator Novaluron. *239th National Meeting of the American-Chemical-Society*. San Francisco, CA. Mar 21-25. Amer Chemical Soc, 175-188.

Faical, B.S.; Pessin, G.; Filho, G.P.R.; Furquim, G.; de Carvalho, A.; Ueyama, J., 2014. Exploiting Evolution on UAV Control Rules for Spraying Pesticides on Crop Fields. *15th International Conference on Engineering Applications of Neural Networks (EANN)*. Tech Univ, Sofia, BULGARIA. Sep 05-07. Springer-Verlag Berlin, 49-58.

Fait, G.; Balderacchi, M.; Ferrari, F.; Ungaro, F.; Capri, E.; Trevisan, M., 2010. A field study of the impact of different irrigation practices on herbicide leaching. *European Journal of Agronomy*, 32 (4): 280-287. https://doi.org/10.1016/j.eja.2010.02.001

Fantke, P.; Juraske, R., 2013. Variability of Pesticide Dissipation Half-Lives in Plants. *Environmental Science & Technology*, 47 (8): 3548-3562. https://doi.org/10.1021/es303525x

Fenner, K.; Canonica, S.; Wackett, L.P.; Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science*, 341 (6147): 752-758. https://doi.org/10.1126/science.1236281

Fent, G., 2004. *Short-range transport and deposition of volatilised pesticides*. Aachen, Germany.

Fernandez-Perez, M.; Flores-Cespedes, F.; Daza-Fernandez, I.; Vidal-Pena, F.; Villafranca-Sanchez, M., 2014. Lignin and Lignosulfonate-Based Formulations To Protect Pyrethrins against Photodegradation and Volatilization. *Industrial & Engineering Chemistry Research*, 53 (35): 13557-13564. https://doi.org/10.1021/ie500186e

Ferrari, F.; Karpouzas, D.G.; Trevisan, M.; Capri, E., 2005. Measuring and predicting environmental concentrations of pesticides in air after application to paddy water systems. *Environmental Science & Technology*, 39 (9): 2968-2975. https://doi.org/10.1021/es048342i

Fessler, L.; Fulcher, A.; Lockwood, D.; Wright, W.; Zhu, H.P., 2020. Advancing Sustainability in Tree Crop Pest Management: Refining Spray Application Rate with a Laser-guided Variable-rate Sprayer in Apple Orchards. *Hortscience*, 55 (9): 1522-1530. https://doi.org/10.21273/Hortsci15056-20

FOCUS, 2000. *FOCUS Groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2*, 202 pp.

FOCUS, 2001. *FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2*, 245 pp.

FOCUS, 2007. *FOCUS Landscape and mitigation factors in aquatic risk assessment. In: Extended Summary and Recommendations. FOCUS Working Group on Landscape and Mitigation Factors in Ecological Risk Assessment EC Document Reference SANCO/10422/2005 v2.0, vol. 2.* https://esdac.jrc.ec.europa.eu/projects/focus-landscape-mitigation

FOCUS, 2008. *FOCUS Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment*: FOCUS Working Group, FOCUS AIR, (SANCO/10553/2006 Rev 2), 327.

Fogg, P.; Boxall, A.B.A., 2004. Effect of different soil textures on leaching potential and degradation of pesticides in biobeds. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 52 (18): 5643-5652. https://doi.org/10.1021/jf040023n

Follain, S., 2005. *Effet du réseau bocager sur l'organisation des sols. Redistributions des sols et stockage en carbone organique*. Géosciences Rennes, Ecole Nationale Supérieure Agronomique de Rennes, Rennes (france). 241 p. https://hal.inrae.fr/tel-02832830

Foltz, R.B., 2012. A comparison of three erosion control mulches on decommissioned forest road corridors in the northern Rocky Mountains, United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67 (6): 536-544. https://doi.org/10.2489/jswc.67.6.536

Foque, D.; Devarrewaere, W.; Verboven, P.; Nuyttens, D., 2017a. Characteristics of dust particles abraded from pesticide treated seeds: 2. Density, porosity and chemical content. *Pest Management Science*, 73 (7): 1322-1333. https://doi.org/10.1002/ps.4524

Foque, D.; Zwertvaegher, I.K.A.; Devarrewaere, W.; Verboven, P.; Nuyttens, D., 2017b. Characteristics of dust particles abraded from pesticide treated seeds: 1. Size distribution using different measuring techniques. *Pest Management Science*, 73 (7): 1310-1321. https://doi.org/10.1002/ps.4526

Fox, G.A.; Munoz-Carpena, R.; Purvis, R.A., 2018. Controlled laboratory experiments and modeling of vegetative filter strips with shallow water tables. *Journal of Hydrology*, 556: 1-9. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.069

Franca, L.X.; Dodds, D.M.; Butts, T.R.; Kruger, G.R.; Reynolds, D.B.; Mills, J.A.; Bond, J.A.; Catchot, A.L.; Peterson, D.G., 2020. Evaluation of optimal droplet size for control of Palmer amaranth (Amaranthus palmeri) with acifluorfen. *Weed Technology*, 34 (4): 511-519. https://doi.org/10.1017/wet.2020.11

Franco, J.; Matamoros, V., 2016. Mitigation of polar pesticides across a vegetative filter strip. A mesocosm study. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (24): 25402-25411. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7516-1

Galet, P., 1977. *Les maladies et les parasites de la vigne*. Imprimerie paysan du midi, 871.

Garcera, C.; Fonte, A.; Salcedo, R.; Soler, A.; Chueca, P., 2020. Dose Expression for Pesticide Application in Citrus: Influence of Canopy Size and Sprayer. *Agronomy-Basel*, 10 (12): 1887-1887. https://doi.org/ARTN 1887

10.3390/agronomy10121887

Garcera, C.; Molto, E.; Chueca, P., 2017. Spray pesticide applications in Mediterranean citrus orchards: Canopy deposition and off-target losses. *Science of the Total Environment*, 599: 1344-1362. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv2017.05.029

Garcia, L.; Bedos, C.; Genermont, S.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Cellier, P., 2014. Modeling Pesticide Volatilization: Testing the Additional Effect of Gaseous Adsorption on Soil Solid Surfaces. *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 4991-4998. https://doi.org/10.1021/es5000879

Gascuel-Odoux, C.; Aurousseau, P.; Cordier, M.O.; Durand, P.; Garcia, F.; Masson, V.; Salmon-Monviola, J.; Tortrat, F.; Trepos, R., 2009. A decision-oriented model to evaluate the effect of land use and agricultural management on herbicide contamination in stream water. *Environmental Modelling & Software*, 24 (12): 1433-1446. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.06.002

Gassmann, M.; Stamm, C.; Olsson, O.; Lange, J.; Kummerer, K.; Weiler, M., 2013. Model-based estimation of pesticides and transformation products and their export pathways in a headwater catchment. *Hydrology and earth system sciences*, 17 (12): 5213-5228. https://doi.org/10.5194/hess-17-5213-2013

Gatel, L.; Lauvernet, C.; Carluer, N.; Paniconi, C., 2016. Effect of surface and subsurface heterogeneity on the hydrological response of a grassed buffer zone. *Journal of Hydrology*, 542: 637-647. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.09.038

Gatel, L.; Lauvernet, C.; Carluer, N.; Weill, S.; Paniconi, C., 2020. Sobol Global Sensitivity Analysis of a Coupled Surface/Subsurface Water Flow and Reactive Solute Transfer Model on a Real Hillslope. *Water*, 12 (1): 21. https://doi.org/10.3390/w12010121

Gaullier, C.; Dousset, S.; Billet, D.; Baran, N., 2018. Is pesticide sorption by constructed wetland sediments governed by water level and water dynamics? *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (15): 14324-14335. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9123-1

Gene, S.M.; Hoekstra, P.F.; Hannam, C.; White, M.; Truman, C.; Hanson, M.L.; Prosser, R.S., 2019. The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 243: 12-21. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.003

Gentil, C.; Fantke, P.; Mottes, C.; Basset-Mens, C., 2020. Challenges and ways forward in pesticide emission and toxicity characterization modeling for tropical conditions. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 25 (7): 1290-1306. https://doi.org/10.1007/s11367-019-01685-9

Giannouli, D.D.; Antonopoulos, V.Z., 2015. Evaluation of two pesticide leaching models in an irrigated field cropped with corn. *Journal of Environmental Management*, 150: 508-515. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.12.044

Gil, E.; Campos, J.; Ortega, P.; Llop, J.; Gras, A.; Armengol, E.; Salcedo, R.; Gallart, M., 2019. DOSAVINA: Tool to calculate the optimal volume rate and pesticide amount in vineyard spray applications based on a modified leaf wall area method. *Computers and Electronics in Agriculture*, 160: 117-130. https://doi.org/10.1016/j.compag.2019.03.018

Gil, Y.; Sinfort, C., 2005. Emission of pesticides to the air during sprayer application: A bibliographic review. *Atmospheric Environment*, 39 (28): 5183-5193. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.05.019

Gomez-Casero, M.T.; Castillejo-Gonzalez, I.L.; Garcia-Ferrer, A.; Pena-Barragan, J.M.; Jurado-Exposito, M.; Garcia-Torres, L.; Lopez-Granados, F., 2010. Spectral discrimination of wild oat and canary grass in wheat fields for less herbicide application. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (3): 689-699. https://doi.org/10.1051/agro/2009052

Gonzalez-Fernandez, E.; Pina-Rey, A.; Fernandez-Gonzalez, M.; Aira, M.J.; Rodriguez-Rajo, F.J., 2020. Identification and evaluation of the main risk periods ofBotrytis cinereainfection on grapevine based on phenology, weather conditions and airborne conidia. *Journal of Agricultural Science*, 158 (1-2): 88-98. https://doi.org/10.1017/S0021859620000362

Gorito, A.M.; Ribeiro, A.R.; Almeida, C.M.R.; Silva, A.M.T., 2017. A review on the application of constructed wetlands for the removal of priority substances and contaminants of emerging concern listed in recently launched EU legislation. *Environmental Pollution*, 227: 428-443. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.04.060

Goss, K.U.; Buschmann, J.; Schwarzenbach, R.P., 2004. Adsorption of organic vapors to air-dry soils: Model predictions and experimental validation. *Environmental Science & Technology*, 38 (13): 3667-3673. https://doi.org/10.1021/es035388n

Gramlich, A.; Stoll, S.; Stamm, C.; Walter, T.; Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 266: 84-99. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.005

Gregorio, E.; Torrent, X.; de Marti, S.P.; Solanelles, F.; Sanz, R.; Rocadenbosch, F.; Masip, J.; Ribes-Dasi, M.; Rosell-Polo, J.R., 2016. Measurement of Spray Drift with a Specifically Designed Lidar System. *Sensors*, 16 (4): 15. https://doi.org/10.3390/s16040499

Greiwe, J.; Olsson, O.; Kummerer, K.; Lange, J., 2021. Pesticide peak concentration reduction in a small vegetated treatment system controlled by chemograph shape. *Hydrology and earth system sciences*, 25 (2): 497-509. https://doi.org/10.5194/hess-25-497-2021

Gril, J.J.; Le Hénaff, G.; Faidix, K., 2010. *Implementation of buffer zones for pesticide control in runoff and assessment of existing ones; a guide for a diagnosis at watershed scale. Mise en place de zones tampons et évaluation de l'efficience de zones tampons existantes destinées à limiter les transferts hydriques de pesticides. Guide de diagnostic à l'échelle du petit bassin versant*: Irstea, 42. https://hal.inrae.fr/hal-02594075

Grillo, R.; Fraceto, L.F.; Amorim, M.J.B.; Scott-Fordsmand, J.J.; Schoonjans, R.; Chaudhry, Q., 2021. Ecotoxicological and regulatory aspects of environmental sustainability of nanopesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 404: 15. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124148

Gros, V.; Baisnée, D.; Bedos, C.; Benabdallah, R.; Bonnaire, N.; Bsaibes, S.; Buysse, P.; Ciuraru, R.; Decuq, C.; Esnault, B.; Kammer, J.; Lafouge, F.; Petit, J.E.; Sarda-Esteve, R.; Saameh, D.; Simon, L.; Truong, F.; Loubet, B., 2020. *AGRIMULTIPOL Identification et quantification des polluants (ammoniac, COV, particules, pesticides) émis par une exploitation agricole type. ADEME.*

Gu, J.B.; Zhu, H.P.; Ding, W.M.; Jeon, H.Y., 2011. Droplet Size Distributions of Adjuvant-Amended Sprays from an Air-Assisted Five-Port Pwm Nozzle. *Atomization and Sprays*, 21 (3): 263-274. https://doi.org/10.1615/AtomizSpr.2011003258

Guiral, C.; Bedos, C.; Ruelle, B.; Basset-Mens, C.; Douzals, J.P.; Cellier, P.; Barriuso, E., 2016. *Les émissions de produits phytopharmaceutiques dans l'air. Facteurs d'émissions, outils d'estimation des émissions, évaluations environnementales et perspectives de recherche. Rapport Complet*: Ademe, 23.

Haith, D.A., 2001. TurfPQ, a pesticide runoff model for turf. *Journal of Environmental Quality*, 30 (3): 1033-1039. https://doi.org/10.2134/jeq2001.3031033x

Haith, D.A., 2010. Ecological Risk Assessment of Pesticide Runoff from Grass Surfaces. *Environmental Science & Technology*, 44 (16): 6496-6502. https://doi.org/10.1021/es101636y

Hamel, C., 2010. *La haie brise-vent : Ses effets sur la reduction de la derive et de la migration des pesticides*, 33.

Hilz, E.; Vermeer, A.W.P., 2013. Spray drift review: The extent to which a formulation can contribute to spray drift reduction. *Crop Protection*, 44: 75-83. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.10.020

Hladik, M.L.; Bradbury, S.; Schulte, L.A.; Helmers, M.; Witte, C.; Kolpin, D.W.; Garrett, J.D.; Harris, M., 2017. Neonicotinoid insecticide removal by prairie strips in row-cropped watersheds with historical seed coating use. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 241: 160-167. https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.03.015

Hodaj, A.; Bowling, L.C.; Frankenberger, J.R.; Chaubey, I., 2017. Impact of a two-stage ditch on channel water quality. *Agricultural Water Management*, 192: 126-137. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.07.006

Hoffmann, C.C.; Zak, D.; Kronvang, B.; Kjaergaard, C.; Carstensen, M.V.; Audet, J., 2020. An overview of nutrient transport mitigation measures for improvement of water quality in Denmark. *Ecological Engineering*, 155: 105863. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105863

Hollis, J.; Ramwell, C.T.; Holman, I.P.; Whelan, M.J., 2017. *HardSPEC: A first-tier model for estimating surface- and ground-water exposure resulting from herbicides applied to hard surfaces: updated technical guidance on model principles and application for version 1.4.3.2. Report to the Chemicals Regulation Division of the HSE*, 121 pp + 3 Appendices.

Holpp, M.; Anken, T.; Oberholzer, H.; Reiser, R.; Rek, J.; Weisskopf, P.; Zihlmann, U.; Hensel, O., 2013. *Controlled Traffic Farming. Rapport Agroscope Reckenholz-Tänikon ART 761*.

Holterman, H.J.; van de Zande, J.C.; Huijsmans, J.F.M.; Wenneker, M., 2017. An empirical model based on phenological growth stage for predicting pesticide spray drift in pome fruit orchards. *Biosystems Engineering*, 154: 46-61. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.08.016

Holterman, H.J.; van de Zande, J.C.; Porskamp, H.A.J.; Huijsmans, J.F.M., 1997. Modelling spray drift from boom sprayers. *Computers and Electronics in Agriculture*, 19 (1): 1-22. https://doi.org/10.1016/s0168-1699(97)00018-5

Hong, S.W.; Park, J.; Jeong, H.; Lee, S.; Choi, L.; Zhao, L.Y.; Zhu, H.P., 2021. Fluid Dynamic Approaches for Prediction of Spray Drift from Ground Pesticide Applications: A Review. *Agronomy-Basel*, 11 (6): 20. https://doi.org/10.3390/agronomy11061182

Houbraken, M.; Ngoc, K.D.; van den Berg, F.; Spanoghe, P., 2017. Modelling pesticides volatilisation in greenhouses: Sensitivity analysis of a modified PEARL model. *Science of the Total Environment*, 599: 1408-1416. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.027

Houbraken, M.; Senaeve, D.; Davila, E.L.; Habimana, V.; De Cauwer, B.; Spanoghe, P., 2018. Formulation approaches to reduce post-application pesticide volatilisation from glass surfaces. *Science of the Total Environment*, 633: 728-737. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.186

Houbraken, M.; Senaeve, D.; Fevery, D.; Spanoghe, P., 2015. Influence of adjuvants on the dissipation of fenpropimorph, pyrimethanil, chlorpyrifos and lindane on the solid/gas interface. *Chemosphere*, 138: 357-363. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.040

Houbraken, M.; van den Berg, F.; Ellis, C.M.B.; Dekeyser, D.; Nuyttens, D.; De Schampheleire, M.; Spanoghe, P., 2016. Volatilisation of pesticides under field conditions: inverse modelling and pesticide fate models. *Pest Management Science*, 72 (7): 1309-1321. https://doi.org/10.1002/ps.4149

Huang, C.W.; Lin, M.Y.; Khlystov, A.; Katul, G.G., 2015. The effects of leaf size and microroughness on the branch-scale collection efficiency of ultrafine particles. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 120 (8): 3370-3385. https://doi.org/10.1002/2014jd022458

Hulin, M.; Leroux, C.; Mathieu, A.; Gouzy, A.; Berthet, A.; Boivin, A.; Bonicelli, B.; Chubilleau, C.; Hulin, A.; Garziandia, E.L.; Mamy, L.; Millet, M.; Pernot, P.; Quivet, E.; Scelo, A.L.; Merlo, M.; Ruelle, B.; Bedos, C., 2021. Monitoring of pesticides in ambient air: Prioritization of substances. *Science of the Total Environment*, 753: 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141722

Ippolito, A.; Fait, G., 2019. Pesticides in surface waters: from edge-of-field to global modelling. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 36: 78-84. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.023

ISO, 2005. Norme ISO 22866:2005. Matériel de protection des cultures — Mesurage de la dérive du jet au champ.

Ivorra, L.; Cardoso, P.G.; Chan, S.K.; Cruzeiro, C.; Tagulao, K.A., 2021. Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. *Journal of Cleaner Production*, 295. https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126334

Jabiol, J.; Artigas, J.; Bonnineau, C.; Chaumot, A.; Chauve, t.E.; François, A.; Guérold, F.; Le Dréau, M.; Legrand, C.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mazzella, N.; Pesce, S.; Tardy, V.; Usseglio-Polatera, P.; Gouy, V., 2021. *Rapport final du projet Impact-CE : Développement et transfert aux opérationnels d'outils intégratifs de mesure chimique et biologique au sein des cours d'eau pour le suivi de l'impact des pratiques agricoles et de leur évolution. Ecophyto II*, 157.

Jabran, K.; Chauhan, B.S., 2015. Weed management in aerobic rice systems. *Crop Protection*, 78: 151-163.

Jalil, S.U.; Ansari, M.I., 2020. *Role of nanomaterials in weed control and plant diseases management*. Amsterdam: Elsevier (*Nanomaterials for Agriculture and Forestry Applications*). https://doi.org/10.1016/b978-0-12-817852-2.00017-2

Jatoi, A.S.; Hashmi, Z.; Adriyani, R.; Yuniarto, A.; Mazari, S.A.; Akhter, F.; Mubarak, N.M., 2021. Recent trends and future challenges of pesticide removal techniques - A comprehensive review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9 (4). https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105571

Jensen, P.K.; Olesen, M.H., 2014. Spray mass balance in pesticide application: A review. *Crop Protection*, 61: 23-31. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2014.03.006

Jha, P.; Kumar, V.; Godara, R.K.; Chauhan, B.S., 2017. Weed management using crop competition in the United States: A review. *Crop Protection*, 95: 31-37. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.06.021

Jin, S.H.; Choi, D.H.; Yoon, K.S.; Choi, W.J.; Shim, J.H., 2016. Estimation of Runoff Ratios of Pesticide Residue from Paddy Fields Using the RICEWQ Model. *Irrigation and Drainage*, 65: 121-130. https://doi.org/10.1002/ird.2057

Jovanovic, N.Z.; Petersen, C. An Excel-based index (PestEX) for environmental mobility of pesticides in relation to water resources. *2nd International Conference on Management of Natural Resources, Sustainable Development and Ecological Hazards*. Western Cape, South Africa. 2009. Wit Press, 415-426.

Juan, G.; Barataud, F.; Benoit, P.; Bouchet, L.; Carpentier, A.; Gouy, V.; Le Hénaff, G.; Voltz, M., 2018. *Référentiel sur les outils de la recherche pour réduire les pollutions de l'eau par les pesticides. Rapport final, convention INRA-AFB*, 180. https://aires-captages.fr/sites/default/files/document-sandre/referentiel_outils_pesticide_version_finale_230218.pdf

Jury, W.A.; Spencer, W.F.; Farmer, W.J., 1983. Behavior assesment model for trace organics in soil : I. Model description. *Journal of Environmental Quality*: 558-564.

Kah, M.; Beulke, S.; Tiede, K.; Hofmann, T., 2013. Nanopesticides: State of Knowledge, Environmental Fate, and Exposure Modeling. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43 (16): 1823-1867. https://doi.org/10.1080/10643389.2012.671750

Kang, D.; Doudrick, K.; Park, N.; Choi, Y.; Kim, K.; Jeon, J., 2020. Identification of transformation products to characterize the ability of a natural wetland to degrade synthetic organic pollutants. *Water Research*, 187: 116425. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116425

Karanasios, E.; Tsiropoulos, N.G.; Karpouzas, D.G., 2012. On-farm biopurification systems for the depuration of pesticide wastewaters: recent biotechnological advances and future perspectives. *Biodegradation*, 23 (6): 787-802. https://doi.org/10.1007/s10532-012-9571-8

Karimi, B.; Cahurel, J.Y.; Gontier, L.; Charlier, L.; Chovelon, M.; Mahe, H.; Ranjard, L., 2020. A meta-analysis of the ecotoxicological impact of viticultural practices on soil biodiversity. *Environmental Chemistry Letters*, 18 (6): 1947-1966. https://doi.org/10.1007/s10311-020-01050-5

Kasner, E.J.; Fenske, R.A.; Hoheisel, G.A.; Galvin, K.; Blanco, M.N.; Seto, E.Y.W.; Yost, M.G., 2020. Spray Drift from Three Airblast Sprayer Technologies in a Modern Orchard Work Environment. *Annals of Work Exposures and Health*, 64 (1): 25-37. https://doi.org/10.1093/annweh/wxz080

Katagi, T., 2013. Aerobic microbial transformation of pesticides in surface water. *Journal of Pesticide Science*, 38 (1-2): 10-26. https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-053

Khorram, M.S.; Zhang, Q.; Lin, D.L.; Zheng, Y.; Fang, H.; Yu, Y.L., 2016. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. *Journal of Environmental Sciences*, 44: 269-279.

Khusairy, K.M.; Ayob, H.; Chan, C.S.; Fauzi, M.I.M.; Zaman, O.M.F.; Shah, M.S.; Azlan, O.; Rasad, M.A.; Hashim, A.M.; Saifulizan, M.N., 2016. Aeroller: Herbicides Roller Machine for Aerobic Rice Weed Control. *Jurnal Teknologi*, 78 (1-2): 29-32. https://doi.org/10.11113/jt.v78.7256

Kira, O.; Dubowski, Y.; Linker, R., 2018. In-situ open path FTIR measurements of the vertical profile of spray drift from air-assisted sprayers. *Biosystems Engineering*, 169: 32-41. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2018.01.010

Kjaer, C.; Bruus, M.; Bossi, R.; Lofstrom, P.; Andersen, H.V.; Nuyttens, D.; Larsen, S.E., 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *Journal of Pesticide Science*, 39 (1-2): 14-21. https://doi.org/10.1584/jpestics.D12-045

Kladivko, E.J.; Brown, L.C.; Baker, J.L., 2001. Pesticide transport to subsurface tile drains in humid regions of North America. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 31 (1): 1-62. https://doi.org/10.1080/20016491089163

Klein, M., 1995. *PELMO: Pesticide Leaching Model, User manual v 2.01. Fraunhofer-Institut für Umweltchemie und Ökotoxikogie, D57392*.

Kloppel, H.; Kordel, W., 1997. Pesticide volatilization and exposure of terrestrial ecosystems. *Chemosphere*, 35 (6): 1271-1289. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(97)00213-0

Knabel, A.; Schulz, R., 2014. Response to Comment on "Fungicide Field Concentrations Exceed FOCUS Surface Water Predictions: Urgent Need of Model Improvement". *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 5347-5348. https://doi.org/10.1021/es501384n

Knabel, A.; Stehle, S.; Schafer, R.B.; Schulz, R., 2012. Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field. *Environmental Science & Technology*, 46 (15): 8397-8404. https://doi.org/10.1021/es301649w

Knabel, A.; Stehle, S.; Schafer, R.B.; Schulz, R., 2013a. Response to Comment on "Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field". *Environmental Science & Technology*, 47 (6): 3017-3018. https://doi.org/10.1021/es4007965

Knabel, A.; Stehle, S.; Schafer, R.B.; Schulz, R., 2013b. Response to Comment on "Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field". *Environmental Science & Technology*, 47 (2): 1179-1180. https://doi.org/10.1021/es3040957

Kobierska, F.; Koch, U.; Kasteel, R.; Stamm, C.; Prasuhn, V., 2020. Plant protection product losses via tile drainage: A conceptual model and mitigation measures. *Agrarforschung Schweiz*, 11 (6): 115-123. https://doi.org/10.34776/afs11-115

Komarek, M.; Cadkova, E.; Chrastny, V.; Bordas, F.; Bollinger, J.C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36 (1): 138-151. https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005

Kondo, K.; Boulange, J.; Phong, T.K.; Hiramatsu, K.; Inoue, T.; Watanabe, H., 2012. Probabilistic assessment of herbicide runoff from Japanese rice paddies: The effects of local meteorological conditions and site-specific water management. *Journal of Pesticide Science*, 37 (4): 312-322. https://doi.org/10.1584/jpestics.D11-058

Kramer, K.E.; Rice, P.J.; Horgan, B.P.; Rittenhouse, J.L.; King, K.W., 2009. Pesticide Transport with Runoff from Turf: Observations Compared with TurfPQ Model Simulations. *Journal of Environmental Quality*, 38 (6): 2402-2411. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0433

Krutz, L.J.; Senseman, S.A.; Dozier, M.C.; Hoffman, D.W.; Tierney, D.P., 2004. Infiltration and adsorption of dissolved metolachlor, metolachlor oxanilic acid, and metolachlor ethanesulfonic acid by buffalograss (Buchloe dactyloides) filter strips. *Weed Science*, 52 (1): 166-171. https://doi.org/10.1614/ws-03-033r

Kumar, M.; Yadav, A.N.; Saxena, R.; Paul, D.; Tomar, R.S., 2021. Biodiversity of pesticides degrading microbial communities and their environmental impact. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 31: 16. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2020.101883

Kumar, S.; Nehra, M.; Dilbaghi, N.; Marrazza, G.; Hassan, A.A.; Kim, K.H., 2019. Nano-based smart pesticide formulations: Emerging opportunities for agriculture. *Journal of Controlled Release*, 294: 131-153. https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2018.12.012

Kumari, U.; Singh, N., 2020. Ash and biochar mixed biomixtures for adsorption of atrazine and fipronil in the biopurification system. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*: 16. https://doi.org/10.1080/03067319.2020.1843027

Kumwimba, M.N.; Meng, F.G.; Iseyemi, O.; Moore, M.T.; Bo, Z.; Tao, W.; Liang, T.J.; Ilunga, L., 2018. Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): Design, mechanism, management strategies, and future directions. *Science of the Total Environment*, 639: 742-759. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.184

La, N.; Lamers, M.; Nguyen, V.V.; Streck, T., 2014. Modelling the fate of pesticides in paddy rice-fish pond farming systems in northern Vietnam. *Pest Management Science*, 70 (1): 70-79. https://doi.org/10.1002/ps.3527

Labite, H.; Holden, N.M.; Richards, K.G.; Kramers, G.; Premrov, A.; Coxon, C.E.; Cummins, E., 2013. Comparison of pesticide leaching potential to groundwater under EU FOCUS and site specific conditions. *Science of the Total Environment*, 463: 432-441. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.050

Lacas, J.G.; Carluer, N.; Voltz, M., 2012. Efficiency of a Grass Buffer Strip for Limiting Diuron Losses from an Uphill Vineyard Towards Surface and Subsurface Waters. *Pedosphere*, 22 (4): 580-592. https://doi.org/10.1016/s1002-0160(12)60043-5

Lacas, J.G.; Voltz, M.; Gouy, V.; Carluer, N.; Gril, J.J., 2005. Using grassed strips to limit pesticide transfer to surface water: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 25 (2): 253-266. https://doi.org/10.1051/agro:2005001

Lamichhane, J.R.; Osdaghi, E.; Behlau, F.; Kohl, J.; Jones, J.B.; Aubertot, J.N., 2018. Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (3): 18. https://doi.org/10.1007/s13593-018-0503-9

Lammoglia, S.K.; Moeys, J.; Barriuso, E.; Larsbo, M.; Marin-Benito, J.M.; Justes, E.; Alletto, L.; Ubertosi, M.; Nicolardot, B.; Munier-Jolain, N.; Mamy, L., 2017. Sequential use of the STICS crop model and of the MACRO pesticide fate model to simulate pesticides leaching in cropping systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6895-6909. https://doi.org/10.1007/s11356-016-6842-7

Larsbo, M.; Jarvis, N.J., 2003. *MACRO 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil. Technical description. Rep EmergoUppsala, Sweden: Swedish University of Agricultural Sciences*, 49.

Latsch, A.; Anken, T., 2020. Des voies permanentes réduisent le compactage des sols : Développement de systèmes culturaux ménageant les sols grâce au Controlled Traffic Farming (CTF). *Agroscope Transfer*, 336: 1-6. https://doi.org/10.34776/at336f

Lauvernet, C.; Helbert, C., 2020. Metamodeling methods that incorporate qualitative variables for improved design of vegetative filter strips. *Reliability Engineering & System Safety*, 204: 13. https://doi.org/10.1016/j.ress.2020.107083

Lauvernet, C.; Munoz-Carpena, R., 2018. Shallow water table effects on water, sediment, and pesticide transport in vegetative filter strips - Part 2: model coupling, application, factor importance, and uncertainty. *Hydrology and earth system sciences*, 22 (1): 71-87. https://doi.org/10.5194/hess-22-71-2018

Lazzaro, L.; Otto, S.; Zanin, G., 2008. Role of hedgerows in intercepting spray drift: Evaluation and modelling of the effects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 123 (4): 317-327. https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.009

Le Bellec, F.; Bruchon, L.; Vannière, H.; Ehret, P.; Vincenot, D.; De Bon, H.; Marion, D.; Deguine, J.-P., 2015. *Guide tropical - Guide pratique de conception de systèmes de culture tropicaux économes en produits phytosanitaires*. Paris, France: CIRAD. http://cosaq.cirad.fr/projets/guide-tropical/guide-complet

Le Cor, F.; Slaby, S.; Dufour, V.; Iuretig, A.; Feidt, C.; Dauchy, X.; Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Ledoux, E.; Girard, G.; Marsily, G.; Villeneuve, J.; Deschenes, J., 1989. Spatially Distributed Modeling: Conceptual Approach, Coupling Surface Water And Groundwater. *Unsaturated flow in hydrologic modelling--theory and practice. NATO ASI ser. CNorwell, Massachussett: Kluwer academic*: 435-454. https://doi.org/10.1007/978-94-009-2352-2_16

Leistra, M., 2005. *Estimating input data for computations on the voltilisation of pesticides from plant canopies and competing processes*. Wageningen: Alterra, (1256, ISSN 1566-7197), 80.

Leistra, M., 2011. *Methods for estimating the vapour pressure of organic chemicals. Application to five pesticides*. Wageningen The Netherlands: Alterra, (Alterra report 2215 ISSN 1566-7197), 60.

Leistra, M.; Boesten, J., 2010. Measurement and Computation of Movement of Bromide Ions and Carbofuran in Ridged Humic-Sandy Soil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 59 (1): 39-48. https://doi.org/10.1007/s00244-009-9442-4

Leistra, M.; Van der Linden, A.M.A.; Boesten, J.J.T.I.; Tiktak, A.; Van den Berg, F., 2001. *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems: description of the processes. Alterra Rep 13. The Netherlands: Wageningen University and Research Centre, Wageningen*, 115.

Leistra, M.; Wolters, A., 2004. Computations on the volatilisation of the fungicide fenpropimorph from plants in a wind tunnel. *Water Air and Soil Pollution*, 157 (1-4): 133-148. https://doi.org/10.1023/b:Wate.0000038883.86688.83

Lemieux, J.; Vézina, A., 2014. *Aménagement de brise-vent pour réduire la dérive de pesticides lors de l'utilisation de pulvérisateurs à jet porté*, (ISBN : 978-2-550-83858-6), 16. https://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/permis/code-gestion/guide-brise-vent.pdf

Lerch, R.N.; Sadler, E.J.; Baffaut, C.; Kitchen, N.R.; Sudduth, K.A., 2011. Herbicide Transport in Goodwater Creek Experimental Watershed: II. Long-Term Research on Acetochlor, Alachlor, Metolachlor, and Metribuzin. *Journal of the American Water Resources Association*, 47 (2): 224-238. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00504.x

Lescot, J.M.; Bordenave, P.; Petit, K.; Leccia, O., 2013. A spatially-distributed cost-effectiveness analysis framework for controlling water pollution. *Environmental Modelling & Software*, 41: 107-122. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.10.008

Lesnik, M.; Kramberger, B.; Vajs, S., 2012. The effects of drift-reducing nozzles on herbicide efficacy and maize (Zea mays L.) yield. *Zemdirbyste-Agriculture*, 99 (4): 371-378.

Letournel, G.; Chaumont, C.; Lebrun, J.; Birmant, F.; Tournebize, J., 2021. Qualité de l'eau et écotoxicologie des zones tampons humides artificielles de Rampillon (Seine-et-Marne). *Science Eaux et Territoire*, Issue Le projet Brie'Eau : vers une nouvelle construction de paysage agricole et écologique sur le territoire de la Brie, 2021, special issue number. V, p. 4-11. https://doi.org/10.14758/set-revue.2021.cs5.02

Lewis, K.A.; Tzilivakis, J.; Warner, D.J.; Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 22 (4): 1050-1064. https://doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Li, R.; Jin, J.M., 2013. Modeling of temporal patterns and sources of atmospherically transported and deposited pesticides in ecosystems of concern: A case study of toxaphene in the Great Lakes. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 118 (20): 11863-11874. https://doi.org/10.1002/jgrd.50777

Li, Z.J.; Niu, S., 2021. Modeling pesticides in global surface soils: Evaluating spatiotemporal patterns for USEtox-based steady-state concentrations. *Science of the Total Environment*, 791: 11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148412

Lichiheb, N.; Bedos, C.; Personne, E.; Benoit, P.; Bergheaud, V.; Fanucci, O.; Bouhlel, J.; Barriuso, E., 2015. Measuring Leaf Penetration and Volatilization of Chlorothalonil and Epoxiconazole Applied on Wheat Leaves in a Laboratory-Scale Experiment. *Journal of Environmental Quality*, 44 (6): 1782-1790. https://doi.org/10.2134/jeq2015.03.0165

Lichiheb, N.; Personne, E.; Bedos, C.; Van den Berg, F.; Barriuso, E., 2016. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants. *Science of the Total Environment*, 550: 1022-1031. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.058

Liger, L.; Martin, A.; Guillemain, C.; Margoum, C.; LaFrance, P.; Gouy, V., 2015. Fate of pesticides infiltrated under a buffer grassed strip: potential contamination of a shallow aquifer underlying. Devenir des pesticides infiltrés au sein d'une bande enherbée : potentiel de contamination d'une nappe superficielle sous-jacente. *45e congrès du Groupe Français des Pesticides*. Versailles, France. 2015-05-27, 6 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01253670

Lim, K.J.; Park, Y.S.; Kim, M.K.; Jeong, J.; Engel, B.A.; Munoz-Carpena, R.; Kim, J., 2018. Design of Vegetative Filter Strip Using Web-Based System with Groundwater Table and Pesticide Degradation Analysis Modules. *Journal of Hydrologic Engineering*, 23 (2): 10. https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0001611

Lin, C.H.; Lerch, R.N.; Goyne, K.W.; Garrett, H.E., 2011a. Reducing Herbicides and Veterinary Antibiotics Losses from Agroecosystems Using Vegetative Buffers. *Journal of Environmental Quality*, 40 (3): 791-799. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0141

Lin, C.H.; Lerch, R.N.; Kremer, R.J.; Garrett, H.E., 2011b. Stimulated Rhizodegradation of Atrazine by Selected Plant Species. *Journal of Environmental Quality*, 40 (4): 1113-1121. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0440

Liu, T.; Xu, S.R.; Lu, S.Y.; Qin, P.; Bi, B.; Ding, H.D.; Liu, Y.; Guo, X.C.; Liu, X.H., 2019. A review on removal of organophosphorus pesticides in constructed wetland: Performance, mechanism and influencing factors. *Science of the Total Environment*, 651: 2247-2268. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.087

Lizotte, R.E.; Locke, M.A.; Testa, S., 2014. Influence of varying nutrient and pesticide mixtures on abatement efficiency using a vegetated free water surface constructed wetland mesocosm. *Chemistry and Ecology*, 30 (3): 280-294. https://doi.org/10.1080/02757540.2013.861823

Lopez-Pineiro, A.; Pena, D.; Albarran, A.; Sanchez-Llerena, J.; Rato-Nunes, J.M.; Rozas, M.A., 2017. Behaviour of bentazon as influenced by water and tillage management in rice-growing conditions. *Pest Management Science*, 73 (6): 1067-1075. https://doi.org/10.1002/ps.4546

Loubet, B.; Milford, C.; Sutton, M.A.; Cellier, P., 2001. Investigation of the interaction between sources and sinks of atmospheric ammonia in an upland landscape using a simplified dispersion-exchange model. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 106 (D20): 24183-24195. https://doi.org/10.1029/2001jd900238

Luo, Y.Z.; Spurlock, F.; Gill, S.; Goh, K.S., 2012. Modeling complexity in simulating pesticide fate in a rice paddy. *Water Research*, 46 (19): 6300-6308. https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.09.006

Luo, Y.Z.; Spurlock, F.; Jiang, W.Y.; Jorgenson, B.C.; Young, T.M.; Gan, J.; Gill, S.; Goh, K.S., 2013. Pesticide washoff from concrete surfaces: Literature review and a new modeling approach. *Water Research*, 47 (9): 3163-3172. https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.032

Lyu, T.; Zhang, L.; Xu, X.; Arias, C.A.; Brix, H.; Carvalho, P.N., 2018. Removal of the pesticide tebuconazole in constructed wetlands: Design comparison, influencing factors and modelling. *Environmental Pollution*, 233: 71-80. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.040

Mackie, K.A.; Muller, T.; Kandeler, E., 2012. Remediation of copper in vineyards - A mini review. *Environmental Pollution*, 167: 16-26. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.023

Madrigal, I.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Etiévant, V.; Souiller, C.; Real, B.; Dutertre, A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Deuxième partie: propriétés de rétention de deux herbicides, l'isoproturon et le diflufénicanil dans différents sols de bandes enherbées. *Etude et Gestion des Sols*, 9 (4): 287-302.

Magno, R.G.; Teixeira, M.M.; Vieira, L.B.; Ferreira, L.R.; de Alvarenga, C.B., 2011. Development of an electronic device for attraction drops of the electrostatic spraying in citric plants. *Bioscience Journal*, 27 (5): 798-804.

Maillard, E.; Imfeld, G., 2014. Pesticide Mass Budget in a Stormwater Wetland. *Environmental Science & Technology*, 48 (15): 8603-8611. https://doi.org/10.1021/es500586x

Mailler, S.; Menut, L.; Khvorostyanov, D.; Valari, M.; Couvidat, F.; Siour, G.; Turquety, S.; Briant, R.; Tuccella, P.; Bessagnet, B.; Colette, A.; Letinois, L.; Markakis, K.; Meleux, F., 2017. CHIMERE-2017: from urban to hemispheric chemistry-transport modeling. *Geoscientific Model Development*, 10 (6): 2397-2423. https://doi.org/10.5194/gmd-10-2397-2017

Malezieux, E., 2012. Designing cropping systems from nature. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 15-29. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0027-z

Malhotra, N.; Ger, T.R.; Uapipatanakul, B.; Huang, J.C.; Chen, K.H.C.; Hsiao, C.D., 2020. Review of Copper and Copper Nanoparticle Toxicity in Fish. *Nanomaterials*, 10 (6): 28. https://doi.org/10.3390/nano10061126

Malyan, S.K.; Yadav, S.; Sonkar, V.; Goyal, V.C.; Singh, O.; Singh, R., 2021. Mechanistic understanding of the pollutant removal and transformation processes in the constructed wetland system. *Water Environment Research*. https://doi.org/10.1002/wer.1599

Mamy, L.; Alletto, L.; Bedos, C.; Benoit, P.; Justes, E.; Lammoglia, S.K.D.; Marín-Benito, J.-M.; Munier-Jolain, N.; Nicolardot, B.; Pot, V.; Ubertosi, M.; Barriuso, E., 2017. Evaluation et comparaison des impacts sur l'environnement et la santé des pesticides utilisés dans des systèmes de culture conventionnels et innovants : synthèse des résultats du projet ECoPESt. *Innovations Agronomiques*, 59: 149-169. https://doi.org/10.15454/1.513849317956144e12

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2016. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154: 425-433. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.104

Mamy, L.; Bonnot, K.; Benoit, P.; Bockstaller, C.; Latrille, E.; Rossard, V.; Servien, R.; Patureau, D.; Prevost, L.; Pierlot, F.; Bedos, C., 2021. Assessment of pesticides volatilization potential based on their molecular properties using the TyPol tool. *Journal of Hazardous Materials*, 415: 12. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.125613

Mamy, L.; Gabrielle, B.; Barriuso, E., 2008. Measurement and modelling of glyphosate fate compared with that of herbicides replaced as a result of the introduction of glyphosate-resistant oilseed rape. *Pest Management Science*, 64 (3): 262-275. https://doi.org/10.1002/ps.1519

Mamy, L.; Patureau, D.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Bessac, F.; Louchart, X.; Martin-Laurent, F.; Miege, C.; Benoit, P., 2015. Prediction of the fate of organic compounds in the environment from their molecular properties: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*: 1277-1377. https://doi.org/10643389.2014.955627

Manhani, G.G.; Teixeira, M.M.; Fernandes, H.C.; Zolnier, S.; Sasaki, R.S., 2013. Developing a system to control the air flow of a pneumatic sprayer. *Bioscience Journal*, 29 (3): 667-675.

Manzone, M.; Balsari, P.; Marucco, P.; Tamagnone, M., 2017. Dust drift reduction effect of an air conveyor kit (dual-pipe deflector) mounted on different maize pneumatic drills. *Pest Management Science*, 73 (3): 528-533. https://doi.org/10.1002/ps.4302

Mao, M.; Cryer, S.A.; Altieri, A.; Havens, P., 2018. Predicting Pesticide Volatility Through Coupled Above- and Belowground Multiphysics Modeling. *Environmental Modeling & Assessment*, 23 (5): 569-582. https://doi.org/10.1007/s10666-018-9594-6

Margoum, C.; Gouy, V.; Laillet, B.; Dramais, G., 2003. Rétention des produits phytosanitaires dans les fossés de connexion parcelle-cours d`eau. *Revue des Sciences de l'Eau*, 16 (4): 389-405.

Margoum, C.; Gouy, V.; Williams, R.; Smith, J., 2001. Le rôle des fossés agricoles dans la dissipation des produits phytosanitaires. *Ingénieries - E A T*, (spécial Phytosanitaires : transferts, diagnostic et solutions correctives): 55-65.

Marin-Benito, J.M.; Alletto, L.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Benoit, P.; Pot, V.; Mamy, L., 2018. Pesticide fate modelling in conservation tillage: Simulating the effect of mulch and cover crop on S-metolachlor leaching. *Science of the Total Environment*, 628-629: 1508-1517. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.144

Marin-Benito, J.M.; Mamy, L.; Carpio, M.J.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2020. Modelling herbicides mobility in amended soils: Calibration and test of PRZM and MACRO. *Science of the Total Environment*, 717: 14. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137019

Marin-Benito, J.M.; Pot, V.; Alletto, L.; Mamy, L.; Bedos, C.; Barriuso, E.; Benoit, P., 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of the Total Environment*, 499: 533-545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.143

Marin-Benito, J.M.; Rodriguez-Cruz, M.S.; Sanchez-Martin, M.J.; Mamy, L., 2015. Modeling fungicides mobility in undisturbed vineyard soil cores unamended and amended with spent mushroom substrates. *Chemosphere*, 134: 408-416. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.103

Maringanti, C.; Chaubey, I.; Arabi, M.; Engel, B., 2011. Application of a Multi-Objective Optimization Method to Provide Least Cost Alternatives for NPS Pollution Control. *Environmental Management*, 48 (3): 448-461. https://doi.org/10.1007/s00267-011-9696-2

Martin-Clouaire, R.; Rellier, J.P.; Pare, N.; Voltz, M.; Biarnes, A., 2016. Modelling Management Practices in Viticulture while Considering Resource Limitations: The Dhivine Model. *PLoS ONE*, 11 (3): 21. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151952

Martini, L.F.D.; Avila, L.A.; Cassol, G.V.; Zanella, R.; Machado, S.L.O.; Marques, M.S.; De Vicari, M., 2012. Pesticide transport in rice field under three irrigation managements. *Planta Daninha*, 30 (4): 799-808. https://doi.org/10.1590/S0100-83582012000400014

Maski, D.; Durairaj, D., 2010. Effects of charging voltage, application speed, target height, and orientation upon charged spray deposition on leaf abaxial and adaxial surfaces. *Crop Protection*, 29 (2): 134-141. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2009.10.006

Massad, R.S.; Tuzet, A.; Personne, E.; Bedos, C.; Beekmann, M.; Coll, I.; Drouet, J.-L.; Fortems-Cheiney, A.; Génermont, S.; Loubet, B.; Saint-Jean, S., 2020. Modelling Exchanges: From the Process Scale to the Regional Scale. In: Bedos, C.; Génermont, S.; Castell, J.-

F.; Cellier, P., eds. *Agriculture and Air Quality: Investigating, Assessing and Managing*. Dordrecht: Springer Netherlands, 159-207. https://doi.org/10.1007/978-94-024-2058-6_7

Masters, B.; Rohde, K.; Gurner, N.; Reid, D., 2013. Reducing the risk of herbicide runoff in sugarcane farming through controlled traffic and early-banded application. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 180: 29-39. https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.001

Matamoros, V.; Caiola, N.; Rosales, V.; Hernandez, O.; Ibanez, C., 2020. The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation. *Ecological Engineering*, 156: 10. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105971

Megharaj, M.; Ramakrishnan, B.; Venkateswarlu, K.; Sethunathan, N.; Naidu, R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International*, 37 (8): 1362-1375. https://doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.003

Mercer, G.N., 2009. Modelling to determine the optimal porosity of shelterbelts for the capture of agricultural spray drift. *Environmental Modelling & Software*, 24 (11): 1349-1352. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2009.05.018

Mercer, G.N.; Roberts, A.J., 2005. Predicting the off-site deposition of spray drift from horticultural spraying through porous barriers on soil and plant surfaces. *Proceedings of the 2005 Mathematics in Industry Study Group*, 27-52.

Mesnage, R.; Benbrook, C.; Antoniou, M.N., 2019. Insight into the confusion over surfactant co-formulants in glyphosate-based herbicides. *Food and Chemical Toxicology*, 128: 137-145. https://doi.org/10.1016/j.fct.2019.03.053

Mir, A.R.; Pichtel, J.; Hayat, S., 2021. Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *Biometals*, 34 (4): 737-759. https://doi.org/10.1007/s10534-021-00306-z

Moore, M.T.; Locke, M.A.; Cullum, R.F., 2018. Expanding Wetland Mitigation: Can Rice Fields Remediate Pesticides in Agricultural Runoff? *Journal of Environmental Quality*, 47 (6): 1564-1571. https://doi.org/10.2134/jeq2018.04.0154

Moore, M.T.; Tyler, H.L.; Locke, M.A., 2013. Aqueous pesticide mitigation efficiency of Typha latifolia (L.), Leersia oryzoides (L.) Sw., and Sparganium americanum Nutt. *Chemosphere*, 92 (10): 1307-1313. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.099

Mora, C.A.; Scharer, H.J.; Oberhansli, T.; Ludwig, M.; Stettler, R.; Stoessel, P.R.; Grass, R.N.; Stark, W.J., 2016. Ultrasensitive Quantification of Pesticide Contamination and Drift Using Silica Particles with Encapsulated DNA. *Environmental Science & Technology Letters*, 3 (1): 19-23. https://doi.org/10.1021/acs.estlett.5b00312

Moreau, D.; Pointurier, O.; Nicolardot, B.; Villerd, J.; Colbach, N., 2020. In which cropping systems can residual weeds reduce nitrate leaching and soil erosion? *European Journal of Agronomy*, 119: 10. https://doi.org/10.1016/j.eja.2020.126015

Morris, N.L.; Miller, P.C.H.; Orson, J.H.; Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment-A review. *Soil & Tillage Research*, 108 (1-2): 1-15. https://doi.org/10.1016/j.still.2010.03.004

Mottes, C.; Lesueur-Jannoyer, M.; Le Bail, M.; Malezieux, E., 2014. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 229-250. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0176-3

Moussa, R.; Voltz, M.; Andrieux, P., 2002. Effects of the spatial organization of agricultural management on the hydrological behaviour of a farmed catchment during flood events. *Hydrological Processes*, 16 (2): 393-412. https://doi.org/10.1002/hyp.333

Moyo, C.; Harrington, K.C.; Ghanizadeh, H.; Kemp, P.D.; Eerens, J.P.J., 2016. Spectrophotometric technique for measuring herbicide deposition from wiper applicators. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 59 (4): 412-421. https://doi.org/10.1080/00288233.2016.1229681

Muir, D.C.G.; Teixeira, C.; Wania, F., 2004. Empirical and modeling evidence of regional atmospheric transport of current-use pesticides. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 23 (10): 2421-2432. https://doi.org/10.1897/03-457

Muller, T.C.; Steckel, L.E., 2019. Dicamba volatility in humidomes as affected by temperature and herbicide treatment. *Weed Technology*, 33 (4): 541-546. https://doi.org/10.1017/wet.2019.36

Munoz-Carpena, R.; Fox, G.A.; Ritter, A.; Perez-Ovilla, O.; Rodea-Palomares, I., 2018. Effect of vegetative filter strip pesticide residue degradation assumptions for environmental exposure assessments. *Science of the Total Environment*, 619: 977-987. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.093

Munoz-Carpena, R.; Parsons, J.E.; Gilliam, J.W., 1999. Modeling hydrology and sediment transport in vegetative filter strips. *Journal of Hydrology*, 214 (1-4): 111-129. https://doi.org/10.1016/s0022-1694(98)00272-8

Munoz-Carpena, R.; Ritter, A.; Fox, G.A., 2019. Comparison of empirical and mechanistic equations for vegetative filter strip pesticide mitigation in long-term environmental exposure assessments. *Water Research*, 165: 12. https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.114983

Murschell, T.; Farmer, D.K., 2019. Real-Time Measurement of Herbicides in the Atmosphere: A Case Study of MCPA and 2,4-D during Field Application. *Toxics*, 7 (3): 11. https://doi.org/10.3390/toxics7030040

Nachimuthu, G.; Halpin, N.V.; Bell, M.J., 2016. Effect of sugarcane cropping systems on herbicide losses in surface runoff. *Science of the Total Environment*, 557: 773-784. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.105

Nagy, K.; Duca, R.C.; Lovas, S.; Creta, M.; Scheepers, P.T.J.; Godderis, L.; Adam, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181: 19. https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Nansen, C.; Vaughn, K.; Xue, Y.E.; Rush, C.; Workneh, F.; Goolsby, J.; Troxclair, N.; Anciso, J.; Gregory, A.; Holman, D.; Hammond, A.; Mirkov, E.; Tantravahi, P.; Martini, X., 2011. A Decision-Support Tool to Predict Spray Deposition of Insecticides in Commercial Potato Fields and Its Implications for Their Performance. *Journal of Economic Entomology*, 104 (4): 1138-1145. https://doi.org/10.1603/Ec10452

Nelieu, S.; Lamy, I.; Karolak, S.; Delarue, G.; Crouzet, O.; Barraud, C.; Bimbot, M.; Allaoui, F.; Hanot, C.; Delorme, A.; Levi, Y.; Hulot, F.D.; Baudry, E., 2020. Impact of peri-urban landscape on the organic and mineral contamination of pond waters and related risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10355-5

Niti, C.; Sunita, S.; Kamlesh, K.; Rakesh, K., 2013. Bioremediation: an emerging technology for remediation of pesticides. *Research Journal of Chemistry and Environment*, 17: 4.

Niu, J.F.; Zhang, Z.P.; Tang, J.Y.; Tang, G.; Yang, J.L.; Wang, W.C.; Huo, H.; Jiang, N.; Li, J.Q.; Cao, Y.S., 2018. Dicationic Ionic Liquids of Herbicide 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid with Reduced Negative Effects on Environment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66 (40): 10362-10368. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02584

Nuyttens, D.; De Schampheleire, M.; Baetens, K.; Sonck, B., 2007. The influence of operator-controlled variables on spray drift from field crop sprayers. *Transactions of the ASABE*, 50 (4): 1129-1140.

Nuyttens, D.; Devarrewaere, W.; Verboven, P.; Foque, D., 2013. Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest Management Science*, 69 (5): 564-575. https://doi.org/10.1002/ps.3485

Nuyttens, D.; Zwertuaegher, I.K.A.; Dekeyser, D., 2017. Spray drift assessment of different application techniques using a drift test bench and comparison with other assessment methods. *Biosystems Engineering*, 154: 14-24. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.09.013

O'Geen, A.T.; Budd, R.; Gan, J.; Maynard, J.J.; Parikh, S.J.; Dahlgren, R.A., 2010. Mitigating nonpoint source pollution in agriculture with constructed and restored wetlands. In: Sparks, D.L., ed. *Advances in Agronomy*. (Advances in Agronomy), 1-76. https://doi.org/10.1016/s0065-2113(10)08001-6

Ogburn, E.C.; Heintz-Botz, A.S.; Talamas, E.J.; Walgenbach, J.F., 2021. Biological control of Halymorpha halys (Stal) (Hemiptera: Pentatomidae) in apple orchards versus corn fields and their adjacent woody habitats: High versus low pesticide-input agroecosystems. *Biological Control*, 152: 12. https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104457

Oliver, D.P.; Anderson, J.S.; Davis, A.; Lewis, S.; Brodie, J.; Kookana, R., 2014. Banded applications are highly effective in minimising herbicide migration from furrow-irrigated sugar cane. *Science of the Total Environment*, 466: 841-848. https://doi.org.10.1016/j.scitotenv.2013.07.117

Orozco-López, E., 2020. *Subsurface preferential flow and transport in riparian buffers*. A dissertation presented the graduate school of the University of Florid. 251.

Ortega, H.E.; Torres-Mendoza, D.; Cubilla-Rios, L., 2020. Patents on Endophytic Fungi for Agriculture and Bio- and Phytoremediation Applications. *Microorganisms*, 8 (8): 26. https://doi.org/10.3390/microorganisms8081237

Oseland, E.; Bish, M.; Steckel, L.; Bradley, K., 2020. Identification of environmental factors that influence the likelihood of off-target movement of dicamba. *Pest Management Science*, 76 (9): 3282-3291. https://doi.org/10.1002/ps.5887

Otto, S.; Lazzaro, L.; Finizio, A.; Zanin, G., 2009. Estimating ecotoxicological effects of pesticide drift on nontarget arthropods in field hedgerows. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 28 (4): 853-863. https://doi.org/10.1897/08-260r.1

Otto, S.; Loddo, D.; Baldoin, C.; Zanin, G., 2015. Spray drift reduction techniques for vineyards in fragmented landscapes. *Journal of Environmental Management*, 162: 290-298. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.07.060

Ouse, D.G.; Gifford, J.M.; Schleier, J.; Simpson, D.D.; Tank, H.H.; Jennings, C.J.; Annangudi, S.P.; Valverde-Garcia, P.; Masters, R.A., 2018. A New Approach to Quantify Herbicide Volatility. *Weed Technology*, 32 (6): 691-697. https://doi.org/10.1017/wet.2018.75

Paramo, L.A.; Feregrino-Perez, A.A.; Guevara, R.; Mendoza, S.; Esquivel, K., 2020. Nanoparticles in Agroindustry: Applications, Toxicity, Challenges, and Trends. *Nanomaterials*, 10 (9): 33. https://doi.org/10.3390/nano10091654

Park, J.Y.; Ale, S.; Teague, W.R.; Dowhower, S.L., 2017. Simulating hydrologic responses to alternate grazing management practices at the ranch and watershed scales. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72 (2): 102-121. https://doi.org/10.2489/jswc.72.2.102

Passeport, E.; Benoit, P.; Bergheaud, V.; Coquet, Y.; Tournebize, J., 2011. Selected pesticides adsorption and desorption in substrates from artificial wetland and forest buffer. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 30 (7): 1669-1676. https://doi.org/10.1002/etc.554

Passeport, E.; Richard, B.; Chaumont, C.; Margoum, C.; Liger, L.; Gril, J.J.; Tournebize, J., 2014. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (7): 4883-4894. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1724-8

Passeport, E.; Tournebize, J.; Chaumont, C.; Guenne, A.; Coquet, Y., 2013. Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere*, 91 (9): 1289-1296. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.053

Pattey, E.; Cessna, A.J.; Desjardins, R.L.; Kerr, L.A.; Rochette, P.; Stamour, G.; Zhu, T.; Headrick, K., 1995. Herbicides volatilization measured by the relaxed eddy-accumulation technique using 2 trapping media. *Agricultural and Forest Meteorology*, 76 (3-4): 201-220. https://doi.org/10.1016/0168-1923(95)02225-m

Patzold, S.; Klein, C.; Brummer, G.W., 2007. Run-off transport of herbicides during natural and simulated rainfall and its reduction by vegetated filter strips. *Soil Use and Management*, 23 (3): 294-305. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2007.00097.x

Pavlidis, G.; Tsihrintzis, V.A., 2018. Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: a Review. *Water Resources Management*, 32 (1): 1-29. https://doi.org/10.1007/s11269-017-1805-4

Payraudeau, S.; Gregoire, C., 2012. Modelling pesticides transfer to surface water at the catchment scale: a multi-criteria analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (2): 479-500. https://doi.org/10.1007/s13593-011-0023-3

Pelosi, C.; Fritsch, C.; Appenzeller, B.; Bedos, C.; Benoit, P.; Bertrand, C.; Bonthoux, S.; Bretagnolle, V.; Caria, G.; Coeurdasier, M.; Damy, S.; Daniele, G.; Gaba, S.; Loubet, B.; Mamy, L.; Nelieu, S.; Raoul, F.; Sceifler, R.; Vulliet, E.; Zagatti, P., 2019. *RESCAPE Résistance des paysages agricoles aux transferts de pesticides dans les sols et les organismes vivants*, 95. Rapport de projet Rescape, APR Pesticides.

Pepin, A.; Morel, K.; van der Werf, H.M.G., 2021. Conventionalised vs. agroecological practices on organic vegetable farms: Investigating the influence of farm structure in a bifurcation perspective. *Agricultural Systems*, 190: 13. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2021.103129

Pesce, S.; Martin-Laurent, F.; Rouard, N.; Montuelle, B., 2009. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Management Science*, 65 (6): 651-657. https://doi.org/10.1002/ps.1729

Pesce, S.; Martin-Laurent, F.; Rouard, N.; Robin, A.; Montuelle, B., 2010. Evidence for adaptation of riverine sediment microbial communities to diuron mineralization: incidence of runoff and soil erosion. *Journal of Soils and Sediments*, 10 (4): 698-707. https://doi.org/10.1007/s11368-010-0202-x

Phillips, B.M.; Anderson, B.S.; Cahn, M.; Rego, J.L.; Voorhees, J.P.; Siegler, K.; Zhang, X.Y.; Budd, R.; Goh, K.; Tjeerdema, R.S., 2017. An Integrated Vegetated Ditch System Reduces Chlorpyrifos Loading in Agricultural Runoff. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (2): 423-430. https://doi.org/10.1002/ieam.1820

Phong, T.K.; Yoshino, K.; Hiramatsu, K.; Harada, M.; Inoue, T., 2010. Pesticide discharge and water management in a paddy catchment in Japan. *Paddy and Water Environment*, 8 (4): 361-369. https://doi.org/10.1007/s10333-010-0215-5

Pochi, D.; Biocca, M.; Fanigliulo, R.; Gallo, P.; Fedrizzi, M.; Pulcini, P.; Perrino, C.; Marcovecchio, F., 2015. A device for pneumatic precision drills reducing the drift of the abrasion dust from dressed seed. *Crop Protection*, 74: 56-64. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2015.02.026

Poletika, N.N.; Coody, P.N.; Fox, G.A.; Sabbagh, G.J.; Dolder, S.C.; White, J., 2009. Chlorpyrifos and Atrazine Removal from Runoff by Vegetated Filter Strips: Experiments and Predictive Modeling. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1042-1052. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0404

Potter, T.L.; Bosch, D.D.; Strickland, T.C., 2015. Tillage impact on herbicide loss by surface runoff and lateral subsurface flow. *Science of the Total Environment*, 530: 357-366. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.079

Prato, T.; Woo, B.J., 2008. Integrated analysis of weed control practices for reducing atrazine contamination in an agricultural watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63 (2): 99-104.

Prévost, L.; Chrétien, E.; Pierlot, F.; Soule, E.; Bockstaller, C.; Bedos, C., 2022. Comprendre le devenir des phytos dans l'atmosphère. *Phytoma*: 42–46.

Prosser, R.S.; Hoekstra, P.F.; Gene, S.; Truman, C.; White, M.; Hanson, M.L., 2020. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of Environmental Management*, 261. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210

Prueger, J.H.; Alfieri, J.; Gish, T.J.; Kustas, W.P.; Daughtry, C.S.T.; Hatfield, J.L.; McKee, L.G., 2017. Multi-Year Measurements of Field-Scale Metolachlor Volatilization. *Water Air and Soil Pollution*, 228 (2): 11. https://doi.org/10.1007/s11270-017-3258-z

Prueger, J.H.; Hatfield, J.L.; Sauer, T.J., 1999. Field-scale metolachlor volatilization flux estimates from broadcast and banded application methods in central Iowa. *Journal of Environmental Quality*, 28 (1): 75-81. https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010008x

Queyrel, W.; Habets, F.; Blanchoud, H.; Ripoche, D.; Launay, M., 2016. Pesticide fate modeling in soils with the crop model STICS: Feasibility for assessment of agricultural practices. *Science of the Total Environment*, 542: 787-802. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.066

Quilbe, R.; Rousseau, A.N.; Lafrance, P.; Leclerc, J.; Amrani, M., 2006. Selecting a pesticide fate model at the watershed scale using a multi-criteria analysis. *Water Quality Research Journal of Canada*, 41 (3): 283-295. https://doi.org/10.2166/wqrj.2006.032

Ramos, A.; Whelan, M.J.; Guymer, I.; Villa, R.; Jefferson, B., 2019. On the potential of on-line free-surface constructed wetlands for attenuating pesticide losses from agricultural land to surface waters. *Environmental Chemistry*, 16 (8): 563-576. https://doi.org/10.1071/En19026

Ramwell, C.T., 2014. Herbicide loss from hard surfaces: The HardSPEC model. *248 th National Meeting of the American-Chemical-Society (ACS)*. San Francisco.

Raupach, M.R.; Briggs, P.R.; Ford, P.W.; Leys, J.F.; Muschal, M.; Cooper, B.; Edge, V.E., 2001a. Endosulfan transport: I. Integrative assessment of airborne and waterborne pathways. *Journal of Environmental Quality*, 30 (3): 714-728. https://doi.org/10.2134/jeq2001.303714x

Raupach, M.R.; Woods, N.; Dorr, G.; Leys, J.F.; Cleugh, H.A., 2001b. The entrapment of particles by windbreaks. *Atmospheric Environment*, 35 (20): 3373-3383. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(01)00139-x

Rautmann, D.; Streloke, M., 2001. Die Verzahnung der prufung der pfanzenschutzgerate mit der zulassung der pfanzenschutzmittel. *Nachrichtenblatt des Deutschen Pflanzenschutzdienstes*, 53 (10): 270-273.

Rédaction de la revue SET, 2011. Introduction : OPTIBAN, des solutions innovantes pour le traitement des bananiers *Sciences Eaux et Territoires*, (1). https://doi.org/10.14758/SET-REVUE.2011.CS1.01

Reichenberger, S., 2013. Comment on "Regulatory FOCUS Surface Water Models Fail to Predict Insecticide Concentrations in the Field; Environ. Sci. Technol. 2012, 46, 8397-8404". *Environmental Science & Technology*, 47 (6): 3015-3016. https://doi.org/10.1021/es3037884

Reichenberger, S., 2014. Comment on "Fungicide Field Concentrations Exceed FOCUS Surface Water Predictions: Urgent Need of Model Improvement". *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 5345-5346. https://doi.org/10.1021/es500848x

Reichenberger, S.; Bach, M.; Skitschak, A.; Frede, H.G., 2007. Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. *Science of the Total Environment*, 384 (1-3): 1-35. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.046

Reichenberger, S.; Sur, R.; Kley, C.; Sittig, S.; Multsch, S., 2019. Recalibration and cross-validation of pesticide trapping equations for vegetative filter strips (VFS) using additional experimental data. *Science of the Total Environment*, 647: 534-550. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.429

Rice, C.P.; Bialek, K.; Hapeman, C.J.; McCarty, G.W., 2016. Role of riparian areas in atmospheric pesticide deposition and its potential effect on water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, 52 (5): 1109-1120. https://doi.org/10.1111/1752-1688.12444

Richet, J.-B.; Kervroëdan, L.; Saunier, M.; Ouvry, J.-F., 2019. *La haie herbacée antiérosive, une zone tampon efficace pour la rétention des particules. Brochure technique AREAS-UniLaSalle Terre et Science*. https://www.areas-asso.fr/wp-content/uploads/2020/01/areas-hha_20191226-web.pdf

Robert, C.; Founier, C.; Bedos, C.; Perriot, B., 2015. *L'architecture des couverts végétaux: un levier pourréduire l'utilisation des pesticides? (ECHAP)*: Rapport final, programme Pesticides (APR 2009), 58.

Rockwood, D.L.; Naidu, C.V.; Carter, D.R.; Rahmani, M.; Spriggs, T.A.; Lin, C.; Alker, G.R.; Isebrands, J.G.; Segrest, S.A., 2004. Short-rotation woody crops and phytoremediation: Opportunities for agroforestry? *Agroforestry Systems*, 61-2 (1): 51-63. https://doi.org/10.1023/B:AGFO.0000028989.72186.e6

Rodriguez-Rodriguez, C.E.; Castro-Gutierrez, V.; Chin-Pampillo, J.S.; Ruiz-Hidalgo, K., 2013. On-farm biopurification systems: role of white rot fungi in depuration of pesticide-containing wastewaters. *Fems Microbiology Letters*, 345 (1): 1-12. https://doi.org/10.1111/1574-6968.12161

Roman, C.; Llorens, J.; Uribeetxebarria, A.; Sanz, R.; Planas, S.; Arno, J., 2020. Spatially variable pesticide application in vineyards: Part II, field comparison of uniform and map-based variable dose treatments. *Biosystems Engineering*, 195: 42-53. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2020.04.013

Rose, M.T.; Crossan, A.N.; Kennedy, I.R., 2008. The effect of vegetation on pesticide dissipation from ponded treatment wetlands: Quantification using a simple model. *Chemosphere*, 72 (7): 999-1005. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.04.059

Rouzies, E.; Lauvernet, C.; Barachet, C.; Morel, T.; Branger, F.; Braud, I.; Carluer, N., 2019. From agricultural catchment to management scenarios: A modular tool to assess effects of landscape features on water and pesticide behavior. *Science of the Total Environment*, 671: 1144-1160. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.060

Ruthy, I.; Remy, S.; Veschkens, M.; Huyhebaert, B.; Herman, J.L.; Pigeon, E.; Schiffers, B.; Frippiat, C.; Nadin, C.; Bémelmans, C., 2019. *Rapport PROPULPPP objectivation de l'exposition des populations aux pulvérisations de produits phytopharmaceutiques en Wallonie et des mesures de protection destinées à limiter cette exposition*, (n°04460/2018), 23p. https://www.issep.be/events/event/etude-propulppp-resume-des-resultats-recommandations-etperspectives/

Sabbagh, G.J.; Fox, G.A.; Kamanzi, A.; Roepke, B.; Tang, J.Z., 2009. Effectiveness of Vegetative Filter Strips in Reducing Pesticide Loading: Quantifying Pesticide Trapping Efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38 (2): 762-771. https://doi.org/10.2134/jeq2008.0266

Salcedo, R.; Vallet, A.; Granell, R.; Garcera, C.; Molto, E.; Chueca, P., 2017. Eulerian-Lagrangian model of the behaviour of droplets produced by an air-assisted sprayer in a citrus orchard. *Biosystems Engineering*, 154: 76-91. https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2016.09.001

Salcedo, R.; Zhu, H.P.; Zhang, Z.H.; Wei, Z.M.; Chen, L.M.; Ozkan, E.; Falchieri, D., 2020. Foliar deposition and coverage on young apple trees with PWM-controlled spray systems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 178: 105794-105794. https://doi.org/10.1016/j.compag.2020.105794

Saleem, H.; Zaidi, S.J., 2020. Recent Developments in the Application of Nanomaterials in Agroecosystems. *Nanomaterials*, 10 (12): 34. https://doi.org/10.3390/nano10122411

Sanaullah, M.; Usman, M.; Wakeel, A.; Cheema, S.A.; Ashraf, I.; Farooq, M., 2020. Terrestrial ecosystem functioning affected by agricultural management systems: A review. *Soil & Tillage Research*, 196: 11. https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104464

Sánchez-Bayo, F.; Hyne, R., 2011. Comparison of environmental risks of pesticides between tropical and non-tropical regions. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7: 577-86. https://doi.org/10.1002/ieam.189

Santos, I.M.; da Costa, F.G.; Cugnasca, C.E.; Ueyama, J., 2014. Computational simulation of wireless sensor networks for pesticide drift control. *Precision Agriculture*, 15 (3): 290-303. https://doi.org/10.1007/s11119-014-9353-x

Sarri, D.; Martelloni, L.; Rimediotti, M.; Lisci, R.; Lombardo, S.; Vieri, M., 2019. Testing a multi-rotor unmanned aerial vehicle for spray application in high slope terraced vineyard. *Journal of Agricultural Engineering*, 50 (1): 38-47. https://doi.org/10.4081/jae.2019.853

Schmitt, T.J.; Dosskey, M.G.; Hoagland, K.D., 1999. Filter strip performance and processes for different vegetation, widths, and contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28 (5): 1479-1489. https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800050013x

Scholtz, M.T.; Voldner, E.; McMillan, A.C.; Van Heyst, B.J., 2002. A pesticide emission model (PEM) Part I: model development. *Atmospheric Environment*, 36 (32): 5005-5013. https://doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00570-8

Schreiber, F.; Avila, L.A.; Scherner, A.; Gehrke, V.R.; Agostinetto, D., 2015. Volatility of Different Formulations of Clomazone Herbicide. *Planta Daninha*, 33 (2): 315-321. https://doi.org/10.1590/0100-83582015000200017

Schweizer, S.; Hohn, H.; Ruf, D.; Dubuis, P.H.; Naef, A., 2014. Pflanzenschutzmitteleinsatz - Risikomindernde Massnahmen bezuglich Abdrift. *Agrarforschung Schweiz*, 5 (5): 172-179.

Schweizer, S.; Kauf, P.; Hohn, H.; Naef, A., 2013. Réduction de la dérive: essai pratique. *Recherche Agronomique Suisse*, 4 (11-12): 484-491.

Sebillotte, M., 1990. Système de culture, un concept operatoire pour les agronomes. In: Combe, L.; Picard, D.c., eds. *Les systemes de culture*. Paris (france): INRA (Un Point sur... - INRA), 165-196. https://hal.inrae.fr/hal-02852812

Sébillotte, M., 1974. Agronomie et agriculture : essai d'analyse des tâches de l'agronome. *Cahiers ORSTOM.Série Biologie*, (24): 3-25.

Shaner, D.L.; Beckie, H.J., 2014. The future for weed control and technology. *Pest Management Science*, 70 (9): 1329-1339. https://doi.org/10.1002/ps.3706

Silburn, D.M.; Foley, J.L.; deVoil, R.C., 2013. Managing runoff of herbicides under rainfall and furrow irrigation with wheel traffic and banded spraying. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 180: 40-53. https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.08.018

Silva, G.J.; Scapin, M.D.; Silva, F.P.; Silva, A.R.P.; Behlau, F.; Ramos, H.H., 2016. Spray volume and fungicide rates for citrus black spot control based on tree canopy volume. *Crop Protection*, 85: 38-45. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.03.014

Singer, H.P.; Anfang, H.G.; Lück, A.; Peter, A.; Müller, S.R., 2005. Pestizidbelastung von Oberflächengewässern: auswirkungen der ökologischen Massnahmen in der Landwirtschaft. *Gas, Wasser, Abwasser*, 85 (11): 879-886.

Singh, D.; Kumar, A., 2020. Understanding the Effect of the Interaction of Nanoparticles with Roots on the Uptake in Plants. In: Dasgupta, N.; Ranjan, S.; Lichtfouse, E., eds. *Environmental Nanotechnology, Vol 3*. Cham: Springer International Publishing Ag (Environmental Chemistry for a Sustainable World), 277-304.

Singh, T.; Awasthi, G.; Tiwari, Y., 2021. Recruiting endophytic bacteria of wetland plants to phytoremediate organic pollutants. *International Journal of Environmental Science and Technology*. https://doi.org/10.1007/s13762-021-03476-y

Sosnoskie, L.M.; Culpepper, A.S.; Braxton, L.B.; Richburg, J.S., 2015. Evaluating the Volatility of Three Formulations of 2,4-D When Applied in the Field. *Weed Technology*, 29 (2): 177-184. https://doi.org/10.1614/wt-d-14-00128.1

Souiller, C.; Coquet, Y.; Pot, V.; Benoit, P.; Réal, B.; Margoum, C.; Laillet, B.; Labat, C.; Vachier, P.; Dutertre, A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé ; mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie. *Etude et Gestion des Sols*, 9 (4): 269-285.

Spahr, S.; Teixido, M.; Sedlak, D.L.; Luthy, R.G., 2020. Hydrophilic trace organic contaminants in urban stormwater: occurrence, toxicological relevance, and the need to enhance green stormwater infrastructure. *Environmental Science-Water Research & Technology*, 6 (1): 15-44. https://doi.org/10.1039/c9ew00674e

Spring, D.; Croft, L.; Kompas, T., 2017. Look before you treat: increasing the cost effectiveness of eradication programs with aerial surveillance. *Biological Invasions*, 19 (2): 521-535. https://doi.org/10.1007/s10530-016-1292-1

Staffa, C.; Wallace, D.; Fent, G.; Kubiak, R., 2015. Volatilization and aqueous deposition behavior of the herbicide clomazone investigated with a closed laboratory chamber test sytem. *XV Symposium in pesticide chemistry. Environmental risk assessment and management*. 2015/09//. M. Cigolini, G. Luzzani, G. Sacchetini.

Stehle, S.; Dabrowski, J.M.; Bangert, U.; Schulz, R., 2016. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment*, 545: 171-183. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.077

Stehle, S.; Elsaesser, D.; Gregoire, C.; Imfeld, G.; Niehaus, E.; Passeport, E.; Payraudeau, S.; Schafer, R.B.; Tournebize, J.; Schulz, R., 2011. Pesticide Risk Mitigation by Vegetated Treatment Systems: A Meta-Analysis. *Journal of Environmental Quality*, 40 (4): 1068-1080. https://doi.org/10.2134/jeq2010.0510

Steinmetz, Z.; Wollmann, C.; Schaefer, M.; Buchmann, C.; David, J.; Troeger, J.; Munoz, K.; Fror, O.; Schaumann, G.E., 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550: 690-705. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153

Sudo, M.; Goto, Y.; Iwama, K.; Hida, Y., 2018. Herbicide discharge from rice paddy fields by surface runoff and percolation flow: A case study in paddy fields in the Lake Biwa basin, Japan. *Journal of Pesticide Science*, 43 (1-2): 24-32. https://doi.org/10.1584/jpestics.D17-061

Sudo, M.; Goto, Y.; Okajima, T.; Horiuche, R.; Odani, H., 2012. Effect of percolation flow on herbicide loss from rice paddies. *Journal of Pesticide Science*, 37 (2): 140-147. https://doi.org/10.1584/jpestics.D11-032

Tang, R.; Tang, T.; Tang, G.; Liang, Y.; Wang, W.C.; Yang, J.L.; Niu, J.F.; Tang, J.Y.; Zhou, Z.Y.; Cao, Y.S., 2019. Pyrimethanil Ionic Liquids Paired with Various Natural Organic Acid Anions for Reducing Its Adverse Impacts on the Environment. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 67 (40): 11018-11024. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.9b03643

Tang, X.Y.; Zhu, B.; Katou, H., 2012. A review of rapid transport of pesticides from sloping farmland to surface waters: Processes and mitigation strategies. *Journal of Environmental Sciences*, 24 (3): 351-361. https://doi.org/10.1016/s1001-0742(11)60753-5

Taylor, A.W.; Spencer, W.F., 1990. Volatilization and Vapor Transport Processes. *Pesticides in the Soil Environment*. Madison, WI, USA: Soil Science Society of America Book Series, 213-269.

Te Roller, J.A.; Van den Berg, F.; Adriaanse, P.I., 2003. *Surface WAter Scenarios Help (SWASH). Version 2.0. Technical Documentation version 1.3. Alterra-rapport 508. Wageningen, Alterra Green World Research, the Netherlands*.

Teofilo, T.M.D.; Mendes, K.F.; Fernandes, B.C.C.; de Oliveira, F.S.; Silva, T.S.; Takeshita, V.; Souza, M.D.; Tornisielo, V.L.; Silva, D.V., 2020. Phytoextraction of diuron, hexazinone, and sulfometuron-methyl from the soil by green manure species. *Chemosphere*, 256: 10. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127059

Teysseire, R.; Manangama, G.; Baldi, I.; Carles, C.; Brochard, P.; Bedos, C.; Delva, F., 2021. Determinants of non-dietary exposure to agricultural pesticides in populations living close to fields: A systematic review. *Science of the Total Environment*, 761: 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143294

Thistle, H.W.; Thompson, D.G.; Richardson, B.; Bird, S.L.; Kees, G.; Throop, W.; Gous, S.; Storwold, D., 2012. Deposition of Aerially Released Bt over a 2 Km Sampling Grid. *Transactions of the ASABE*, 55 (6): 2067-2078.

Tleuova, A.B.; Wielogorska, E.; Talluri, V.; Stepanek, F.; Elliott, C.T.; Grigoriev, D.O., 2020. Recent advances and remaining barriers to producing novel formulations of fungicides for safe and sustainable agriculture. *Journal of Controlled Release*, 326: 468-481. https://doi.org/10.1016/j.jconrel.2020.07.035

Torrent, X.; Gregorio, E.; Rosell-Polo, J.R.; Arno, J.; Peris, M.; van de Zande, J.C.; Planas, S., 2020. Determination of spray drift and buffer zones in 3D crops using the ISO standard and new LiDAR methodologies. *Science of the Total Environment*, 714: 14. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136666

Tournebize, J.; Chaumont, C.; Mander, U., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103: 415-425. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014

Tournebize, J.; Henine, H.; Chaumont, C., 2020. Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique. *Science Eaux et Territoires*, 32: 32-41.

Tournebize, J.; Passeport, E.; Chaumont, C.; Fesneau, C.; Guenne, A.; Vincent, B., 2013. Pesticide de-contamination of surface waters as a wetland ecosystem service in agricultural landscapes. *Ecological Engineering*, 56: 52-60. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.06.001

Ucar, T.; Hall, F.R., 2001. Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a review. *Pest Management Science*, 57 (8): 663-675. https://doi.org/10.1002/ps.341

Ulrich, U.; Hormann, G.; Unger, M.; Pfannerstill, M.; Steinmann, F.; Fohrer, N., 2018. Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns. *Science of the Total Environment*, 618: 26-38. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.032

USDA-SCS, 1972. *National Engineering Handbook Hydrology*. https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detailfull/national/water/manage/hydrology/?cid=stelprdb1043063

Vallee, R.; Dousset, S.; Billet, D.; Benoit, M., 2014. Sorption of selected pesticides on soils, sediment and straw from a constructed agricultural drainage ditch or pond. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (7): 4895-4905. https://doi.org/10.1007/s11356-013-1840-5

van de Zande, J.C.; Holterman, H.J.; Huijsmans, J.F.M.; Wenneker, M., 2019. *Spray drift for the assessment of exposure of aquatic organisms to plant protection products in the Netherlands. Part 2: Sideways and upward sprayed fruit and tree crops*. Wageningen The Netherlands: WUR, (WPR-564), 86p. https://research.wur.nl/en/publications/spray-drift-for-the-assessment-of-exposure-of-aquatic-organisms-t-2

van de Zande, J.C.; Michielsen, J.M.G.P.; Stallinga, H.; Wenneker, M.; Heijne, B., 2004. Hedgerow filtration and barrier vegetation. *Pesticide Application and drift management.* 2004.

van den Berg, F.; Jacobs, C.M.J.; Ellis, M.C.B.; Spanoghe, P.; Ngoc, K.D.; Fragkoulis, G., 2016a. Modelling exposure of workers, residents and bystanders to vapour of plant protection products after application to crops. *Science of the Total Environment*, 573: 1010-1020. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.180

van den Berg, F.; Tiktak, A.; Boesten, J.J.T.I.; van der Linden, A.M.A., 2016b. *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems*. Wageningen: Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment, 138. http://edepot.wur.nl/377664

van der Meulen, A.; Chauhan, B.S., 2017. A review of weed management in wheat using crop competition. *Crop Protection*, 95: 38-44. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.004

Van Eerd, L.L.; Hoagland, R.E.; Zablotowicz, R.M.; Hall, J.C., 2003. Pesticide metabolism in plants and microorganisms. *Weed Science*, 51 (4): 472-495. https://doi.org/10.1614/0043-1745(2003)051[0472:PMIPAM]2.0.CO;2

Van Jaarsveld, J.A., 2004. *The Operational Priority Substances model; Description and validation of OPS-Pro 4.1*. Bilthoven.: RIVM, (RIVM report 500045001/2004).

Vanclooster, M.; Piñeros Garcet, J.D.; Boesten, J.J.T.I.; Ven den Berg, F.; Leistra, M.; Smelt, J.; Jarvis, N.; Roulier, S.; Burauel, P.; Vereecken, H.; Wolters, A.; Linneman, V.; Fernandez, E.; Trevisan, M.; Capri, E.; Padovani, L.; Klein, M.; Tiktak, A.; Van der Linden, A.; De Nie, D.; Bidoglio, G.; Baouroui, F.; Jones, A.; Armstrong, A., 2003. *Effective approaches for assessing the predicted environmental concentrations of pestiicdes : a proposal supporting the harmonised registration of pesticides in Europe APECOP*, (QLK4-CT-1999-01238), 158p.

Vandermaesen, J.; Horemans, B.; Bers, K.; Vandermeeren, P.; Herrmann, S.; Sekhar, A.; Seuntjens, P.; Springael, D., 2016. Application of biodegradation in mitigating and remediating pesticide contamination of freshwater resources: state of the art and challenges for optimization. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 100 (17): 7361-7376. https://doi.org/10.1007/s00253-016-7709-z

Vasquez, M.E.; Gunasekara, A.S.; Cahill, T.M.; Tjeerdema, R.S., 2010. Partitioning of etofenprox under simulated California rice-growing conditions. *Pest Management Science*, 66 (1): 28-34. https://doi.org/10.1002/ps.1826

Vermeulen, R.C.H.; Gooijer, Y.M.; Hoftijser, G.W.; Lageschaar, L.C.C.; Oerlemans, A.; Scheepers, P.T.J.; Kivits, C.M.; Duyzer, J.; Gerritsen-Ebben, M.G.; Figueiredo, D.M.; Huss, A.; Krop, E.J.M.; van den Berg, F.; Holterman, H.J.; Jacobs, C.; Kruijne, R.; Mol, J.G.J.; Wenneker, M.; Van de Zande, J.C.; Sauer, P.J.J., 2019. *Research on exposure of residents to pesticides in the Netherlands OBO flower bulbs*, 381p.

Vernier, F.; Leccia-Phelpin, O.; Lescot, J.M.; Minette, S.; Miralles, A.; Barberis, D.; Scordia, C.; Kuentz-Simonet, V.; Tonneau, J.P., 2017. Integrated modeling of agricultural scenarios (IMAS) to support pesticide action plans: the case of the Coulonge drinking water catchment area (SW France). *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6923-6950. https://doi.org/10.1007/s11356-016-7657-2

Vieira, B.C.; Butts, T.R.; Rodrigues, A.O.; Golus, J.A.; Schroeder, K.; Kruger, G.R., 2018. Spray particle drift mitigation using field corn (Zea mays L.) as a drift barrier. *Pest Management Science*, 74 (9): 2038-2046. https://doi.org/10.1002/ps.5041

Vieira, B.C.; Butts, T.R.; Rodrigues, A.O.; Schleier, J.J.; Fritz, B.K.; Kruger, G.R., 2020. Particle drift potential of glyphosate plus 2,4-D choline pre-mixture formulation in a low-speed wind tunnel. *Weed Technology*, 34 (4): 520-527. https://doi.org/10.1017/wet.2020.15

Vieira, B.C.; Luck, J.D.; Amundsen, K.L.; Gaines, T.A.; Werle, R.; Kruger, G.R., 2019. Response of Amaranthus spp. following exposure to sublethal herbicide rates via spray particle drift. *PLoS ONE*, 14 (7): 19. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0220014

Villamizar, M.L.; Stoate, C.; Biggs, J.; Morris, C.; Szczur, J.; Brown, C.D., 2020. Comparison of technical and systems-based approaches to managing pesticide contamination in surface water catchments. *Journal of Environmental Management*, 260: 10. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.110027

Vischetti, C.; Monaci, E.; Casucci, C.; De Bernardi, A.; Cardinali, A., 2020. Adsorption and Degradation of Three Pesticides in a Vineyard Soil and in an Organic Biomix. *Environments*, 7 (12): 9. https://doi.org/10.3390/environments7120113

Voltz, M.; Bedos, C.; Crevoisier, D.; Dagès, C.; Fabre, J.C.; Lafolie, F.; Loubet, B.; Personne, E.; Casellas, E.; Chabrier, P.; Chataigner, M.; Chambon, C.; Nouguier, C.; Bankhwal, P.; Barriuso, E.; Benoit, P.; Brunet, Y.; Douzals, J.P.; Drouet, J.L.; Mamy, L.; Moitrier, N.; Pot, V.; Raynal, H.; Ruelle, B.; Samouelian, A.; Saudreau, M., 2019. Integrated Modelling of pesticide fate in agricultural landscapes: the MIPP Project. *21st International Fresenius AGRO Conference Behaviour of Pesticides in Air, Soil and Water*. 2019.

Voltz, M.; Bedos, C.; Fabre, J.C.; Loubet, B.; Chataigner, M.; Bankhwal, P.; Barriuso, E.; Benoit, P.; Brunet, Y.; Casellas, E.; Chabrier, P.; Chambon, C.; Crevoisier, D.; Dagès, C.; Douzals, J.P.; Drouet, J.L.; Lafolie, F.; Mamy, L.; Moitrier, N.; Personne, E.; Pot, V.; Raynal, H.; Ruelle, B.; Samouelian, A.; Saudreau, M., 2017. Integrated Modelling of pesticide fate in agricultural landscapes: the MIPP Project. *Pesticide Behaviour in Soils, Water and Air*. 2017.

Vuaille, J.; Daraghmeh, O.; Abrahamsen, P.; Jensen, S.M.; Nielsen, S.K.; Munkholm, L.J.; Green, O.; Petersen, C.T., 2021. Wheel track loosening can reduce the risk of pesticide leaching to surface waters. *Soil Use and Management*, 37 (4): 906-920. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/sum.12641

Vymazal, J.; Bfezinova, T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75: 11-20. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026

Walklate, P.J.; Cross, J.V., 2013. Regulated dose adjustment of commercial orchard spraying products. *Crop Protection*, 54: 65-73. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.07.019

Wang, C.; Zheng, S.S.; Wang, P.F.; Qian, J., 2014. Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. *Journal of Hydrodynamics*, 26 (4): 497-511. https://doi.org/10.1016/S1001-6058(14)60057-3

Wang, C.L.; Herbst, A.; Zeng, A.J.; Wongsuk, S.; Qiao, B.Y.; Qi, P.; Bonds, J.; Overbeck, V.; Yang, Y.; Gao, W.L.; He, X.K., 2021. Assessment of spray deposition, drift and mass balance from unmanned aerial vehicle sprayer using an artificial vineyard. *Science of the Total Environment*, 777: 14. https://doi.ord/10.1016/j.scitotenv.2021.146181

Wang, G.B.; Lan, Y.B.; Qi, H.X.; Chen, P.C.; Hewitt, A.; Han, Y.X., 2019a. Field evaluation of an unmanned aerial vehicle (UAV) sprayer: effect of spray volume on deposition and the control of pests and disease in wheat. *Pest Management Science*, 75 (6): 1546-1555. https://doi.org/10.1002/ps.5321

Wang, J.; Lan, Y.B.; Zhang, H.H.; Zhang, Y.L.; Wen, S.; Yao, W.X.; Deng, J.J., 2018. Drift and deposition of pesticide applied by UAV on pineapple plants under different meteorological conditions. *International Journal of Agricultural and Biological Engineering*, 11 (6): 5-12. https://doi.org/10.25165/j.ijabe.20181106.4038

Wang, R.Y.; Yuan, Y.P.; Yen, H.; Grieneisen, M.; Arnold, J.; Wang, D.; Wang, C.Z.; Zhang, M.H., 2019b. A review of pesticide fate and transport simulation at watershed level using SWAT: Current status and research concerns. *Science of the Total Environment*, 669: 512-526. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.141

Weisser, P.; Landfried, M.; Koch, H., 2002. Off-crop drift sediments on plant surfaces – exposure of non-target organisms. *Aspects of applied biology*, 66: 225-230.

Wenneker, M.; Van de Zande, J.C., 2008. Spray drift reducing effects of natural windbreaks in orchard spraying. *Aspects of Applied BiologyInternational Advances in Pesticide Application*. 2008.

Werner, I.; Deanovic, L.A.; Miller, J.; Denton, D.L.; Crane, D.; Mekebri, A.; Moore, M.T.; Wrysinski, J., 2010. Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease toxicity of irrigation runoff from tomato and alfalfa fields in california, USA. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 29 (12): 2859-2868. https://doi.org/10.1002/etc.356

Wettstein, F.E.; Kasteel, R.; Garcia Delgado, M.F.; Hanke, I.; Huntscha, S.; Balmer, M.E.; Poiger, T.; Bucheli, T.D., 2016. Leaching of the Neonicotinoids Thiamethoxam and Imidacloprid from Sugar Beet Seed Dressings to Subsurface Tile Drains. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64 (33): 6407-6415. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.6b02619

Wezel, A.; Casagrande, M.; Celette, F.; Vian, J.F.; Ferrer, A.; Peigne, J., 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 1-20. https://doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7

Whang, J.M.; Schomburg, C.J.; Glotfelty, D.E.; Taylor, A.W., 1993. Volatilization of fonofos, chlorpyrifos, and atrazine from conventional and no-till surface soils in the field. *Journal of Environmental Quality*, 22 (1): 173-180. https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200010023x

White, M.J.; Arnold, J.G., 2009. Development of a simplistic vegetative filter strip model for sediment and nutrient retention at the field scale. *Hydrological Processes*, 23 (11): 1602-1616. https://doi.org/10.1002/hyp.7291

Whitfield Aslund, M.; Breton, R.L.; Padilla, L.; Winchell, M.; Wooding, K.L.; Moore, D.R.J.; Teed, R.S.; Reiss, R.; Whatling, P., 2017. Ecological risk assessment for Pacific salmon exposed to dimethoate in California. *Environmental Toxicology And Chemistry*, 36 (2): 532-543. https://doi.org/10.1002/etc.3563

Wienhold, B.J.; Gish, T.J., 1994. Effect of formulation and tillage practice on volatilization of atrazine and alachlor. *Journal of Environmental Quality*, 23 (2): 292-298. https://doi.org/10.2134/jeq1994.00472425002300020011x

Willkommen, S.; Pfannerstill, M.; Ulrich, U.; Guse, B.; Fohrer, N., 2019. How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 278: 107-116. https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.017

Winchell, M.F.; Jones, R.L.; Estes, T.L., 2010. Comparison of Models for Estimating the Removal of Pesticides by Vegetated Filter Strips. *239th National Meeting of the American-Chemical-Society*. San Francisco, CA. Mar 21-25. Amer Chemical Soc, 273-+.

Womac, A.R.; Melnichenko, G.; Steckel, L.; Montgomery, G.; Hayes, R.M., 2016. Spray Tip Effect on Glufosinate Canopy Deposits in Palmer Amaranth (Amaranthus Palmeri) for Pulse-Width Modulation Versus Air-Induction Technologies. *Transactions of the ASABE*, 59 (6): 1597-1608. https://doi.org/10.13031/trans.59.11642

Wu, L.; Munoz-Carpena, R.; Gao, B.; Yang, W.; Pachepsky, Y.A., 2014. Colloid Filtration in Surface Dense Vegetation: Experimental Results and Theoretical Predictions. *Environmental Science & Technology*, 48 (7): 3883-3890. https://doi.org/10.1021/es404603g

Xu, L.Y.; Zhu, H.P.; Ozkan, H.E.; Bagley, W.E.; Krause, C.R., 2011. Droplet evaporation and spread on waxy and hairy leaves associated with type and concentration of adjuvants. *Pest Management Science*, 67 (7): 842-851. https://doi.org/10.1002/ps.2122

Yang, X.B.; Ying, G.G.; Peng, P.A.; Wang, L.; Zhao, J.L.; Zhang, L.J.; Yuan, P.; He, H.P., 2010. Influence of Biochars on Plant Uptake and Dissipation of Two Pesticides in an Agricultural Soil. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 58 (13): 7915-7921. https://doi.org/10.1021/jf1011352

Yates, S.R.; Ashworth, D.J.; Zheng, W.; Knuteson, J.; van Wesenbeeck, I.J., 2016. Effect of deep injection on field-scale emissions of 1,3-dichloropropene and chloropicrin from bare soil. *Atmospheric Environment*, 137: 135-145. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.04.042

Yavari, S.; Malakahmad, A.; Sapari, N.B., 2015. Biochar efficiency in pesticides sorption as a function of production variables-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18): 13824-13841. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5114-2

Yu, C.R.; Duan, P.Y.; Yu, Z.B.; Gao, B., 2019. Experimental and model investigations of vegetative filter strips for contaminant removal: A review. *Ecological Engineering*, 126: 25-36. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.020

Yu, C.R.; Munoz-Carpena, R.; Gao, B.; Perez-Ovilla, O., 2013. Effects of ionic strength, particle size, flow rate, and vegetation type on colloid transport through a dense vegetation saturated soil system: Experiments and modeling. *Journal of Hydrology*, 499: 316-323. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.004

Yu, X.Y.; Pan, L.G.; Ying, G.G.; Kookana, R.S., 2010. Enhanced and irreversible sorption of pesticide pyrimethanil by soil amended with biochars. *Journal of Environmental Sciences*, 22 (4): 615-620. https://doi.org/10.1016/s1001-0742(09)60153-4

Zeb, A.; Li, S.; Wu, J.N.; Lian, J.P.; Liu, W.T.; Sun, Y.B., 2020. Insights into the mechanisms underlying the remediation potential o earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of the Total Environment*, 740: 16. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140145

Zhang, L.S.; Ma, J.M.; Venkatesh, S.; Li, Y.F.; Cheung, P., 2008. Modeling Evidence of Episodic Intercontinental Long-Range Transport of Lindane. *Environmental Science & Technology*, 42 (23): 8791-8797. https://doi.org/10.1021/es801271b

Zheng, L.; Cao, C.; Can, L.D.; Chen, Z.; Huang, Q.L.; Song, B.A., 2018. Bounce Behavior and Regulation of Pesticide Solution Droplets on Rice Leaf Surfaces. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66 (44): 11560-11568. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02619

Zhu, H.; Rosetta, R.; Reding, M.E.; Zondag, R.H.; Ranger, C.M.; Canas, L.; Fulcher, A.; Derksen, R.C.; Ozkan, H.E.; Krause, C.R., 2017. Validation of a Laser-Guided Variable-Rate Sprayer for Managing Insects in Ornamental Nurseries. *Transactions of the ASABE*, 60 (2): 337-345. https://doi.org/10.13031/trans.12020

Zhu, H.; Yu, X.F.; Xu, Y.Y.; Yan, B.X.; Banuelos, G.; Shutes, B.; Wen, Z.D., 2021. Removal of chlorpyrifos and its hydrolytic metabolite in microcosm-scale constructed wetlands under soda saline-alkaline condition: Mass balance and intensification strategies. *Science of the Total Environment*, 777. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145956

Zivan, O.; Bohbot-Raviv, Y.; Dubowski, Y., 2017. Primary and secondary pesticide drift profiles from a peach orchard. *Chemosphere*, 177: 303-310. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.014

Zivan, O.; Segal-Rosenheimer, M.; Dubowski, Y., 2016. Airborne organophosphate pesticides drift in Mediterranean climate: The importance of secondary drift. *Atmospheric Environment*, 127: 155-162. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.003

Chapitre 6.

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les producteurs primaires

Auteurs : **Annnette Bérard** (coordinatrice), **Bruno Chauvel**, **Christophe Leboulanger**, **Soizic Morin**, **Sabine Stachowski-Haberkorn**

Documentaliste : Anne-Laure Achard

Pilote référent : Stéphane Pesce

Sommaire

1. Introduction 414

1.1. Cadrage scientifique 414

1.1.1. Pourquoi un chapitre « producteurs primaires » ? 414

1.1.2. Caractéristiques des milieux (terrestres et aquatiques) et des organismes (des procaryotes aux plantes supérieures) 416

1.2. Analyse des ressources bibliographiques traitées 418

1.2.1. Méthodologie initiale 418

1.2.2. Constat 419

1.2.3. Discussion, stratégie méthodologique 419

2. Effets des PPP sur les producteurs primaires 421

2.1. Les effets (non cibles) des PPP sur la biodiversité 421

2.1.1. Quels sont les différents effets directs et indirects ? 421

2.1.2. Quelles sont les substances (et/ou) modes d'actions qui exercent les impacts directs les plus toxiques sur ces organismes ? 449

2.1.3. Quels sont les facteurs modulant les impacts des PPP sur la biodiversité (effets mélanges, stress environnementaux...) ? 463

2.2. Conséquences sur les Fonctions Écosystémiques 465

2.3. Des outils d'évaluation 468

2.3.1. Un manque d'outils d'évaluation à l'échelle des communautés 468

2.3.2. Quel avenir pour l'évaluation des effets des PPP sur les communautés de producteurs primaires ? 471

3. Conclusions 476

Des pistes de recherche 479

Références bibliographiques 481

1. Introduction

1.1. Cadrage scientifique

1.1.1. Pourquoi un chapitre « producteurs primaires » ?

1.1.1.1. La photosynthèse un processus écologique primaire… une histoire de pigments…

Les Producteurs Primaires sont tous les organismes capables de biosynthétiser de la matière organique à partir de matière minérale et d'un apport d'énergie externe. Leur rôle écologique est donc primordial, puisque c'est de la production primaire que découlent tous les transferts trophiques de matière et d'énergie. Sur Terre, la quasi-totalité de la production primaire carbonée est assurée par les organismes photosynthétiques, et plus particulièrement les végétaux et microorganismes possédant en commun la chlorophylle *a*. L'oxygène atmosphérique est un sous-produit de la photosynthèse qui a été un moteur de la diversification du vivant au cours des temps géologiques (Figure 6-1, Holland (2006)).

Chaque année la production primaire à l'échelle du globe est estimée à environ 105 Gt de C fixées, répartie de façon à peu près égale entre écosystèmes terrestres et aquatiques (Field *et al.*, 1998).

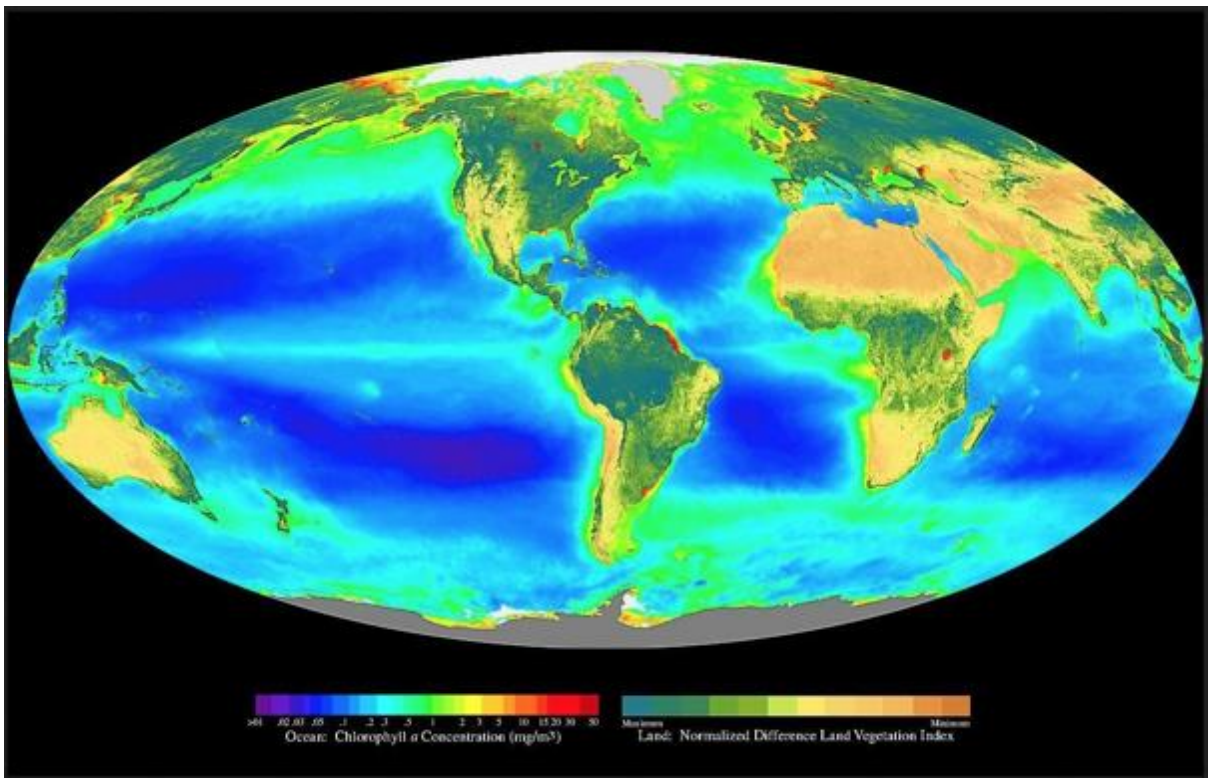


Figure 6-1. Planisphère avec visualisation de la chlorophylle a des milieux marins et du NDLVI (indice de végétation par différence normalisée) des milieux terrestres[1]

1.1.1.2. La photosynthèse, une cible privilégiée pour de nombreux produits phytopharmaceutiques

Les herbicides actuellement utilisés en France sont classés en 27 modes d'action différents (classification Herbicide Resistance Action Committee - HRAC[2]) et 51 familles chimiques (ACTA, 2021). Parmi ces composés, un grand

[1] https://web.archive.org/web/20090320102109/http://oceancolor.gsfc.nasa.gov/SeaWiFS/ [Consulté le 15/01/2022]
[2] https://www.hracglobal.com/ [Consulté le 15/01/2022]

nombre de familles de molécules inhibent la photosynthèse en ciblant la phase claire du processus (mode d'action bloquant le photosystème I ou II, donc la conversion de l'énergie lumineuse en énergie photochimique). D'autres ont une action indirecte, principalement en agissant sur la synthèse des pigments (chlorophylles et caroténoïdes) et aboutissant à l'arrêt du métabolisme photosynthétique (Tableau 6-1).

Tableau 6-1. Exemples de substances actives et familles d'herbicides avec action sur la photosynthèse qui sont ou ont été utilisés en France. Les groupes HRAC correspondent aux modes d'action des substances actives (https://hracglobal.com/)

Mode d'action	Groupe HRAC	Année d'autorisation	Exemple de familles chimiques	Exemple de substances actives
Action directe				
Photosystème II Blocage de la protéine D1	6	1980	Phényl-pyridazines	pyridate
	5	1956	Triazines (*)	atrazine simazine
	5	1971	Triazinones	métribuzine
	5	1950	Urées substituées (+)	métobromuron diuron (*)
Photosystème I ; détournements d'électrons	22	1961-2019	Ammonium quaternaire (*)	Paraquat Diquat
Action indirecte				
Inhibiteurs des caroténoïdes (enzyme phytoène désaturase)	12	2009	Phénoxybutamide	béflutamide
	12	1987	Pyridinécarboximides	diflufénicanil
Inhibiteurs des caroténoïdes. (enzyme 4-HPP dioxygénase)	27	1996	Isoxazoles	isoxaflutole
	27	2000	Callistémones	mésotrione
Inhibiteurs de l'enzyme conduisant à la synthèse des chlorophylles	14	1961	Diphényl-éther	bifénox
	14	1970	Oxadiazoles	oxadiazon (*)

(*) familles ou substances actives retirées.
(+) en 2021, ne subsistent que deux substances actives (chlorotoluron et métobromuron)

Certaines de ces substances actives ou familles d'herbicides ont été utilisées depuis le début des années 1950. En France, les familles chimiques agissant directement sur la photosynthèse et ciblant le photosystème II (urées substituées, triazines), ne sont actuellement plus représentées que par quelques substances actives.

Par ailleurs, il existe une spécificité des végétaux ciblés, les herbicides se distinguant alors en trois groupes : action privilégiée i) sur les plantes eudicotylédones (par ex. les herbicides du groupe HRAC 4), ii) sur les plantes monocotylédones (par ex. les herbicides du groupe HRAC 1) et iii) sur l'ensemble des végétaux (par ex. les herbicides du groupe HRAC 22 et 9). Pour les plantes supérieures, les substances actives sont absorbées soit par les feuilles, soit par les racines, soit par les hypocotyles avec des différences suivant les substances actives et les familles (Tableau 6-1).

Encadré 6-1. Remarques sur certaines molécules

Plusieurs molécules herbicides/algicides non utilisées en agriculture et/ou interdites d'utilisation ont fait l'objet d'études de toxicité sur les communautés microbiennes photosynthétiques et les macrophytes. On peut citer en exemple l'irgarol, une triazine utilisée dans les formulations antifouling en milieux aquatiques en remplacement des organoétains (par ex. tributylétain) interdits dans les années 1980. Cette triazine est régulièrement identifiée comme contaminant dans les ports et les zones côtières (marines et lacustres). L'écotoxicité de l'irgarol a été largement étudiée et comparée à celle d'autres triazines herbicides à usage agricole (par ex. Dahl *et al.*, 1996 ; Bérard *et al.*, 2001). Un autre exemple est celui du glyphosate, aussi utilisé comme herbicide en milieux terrestres contre les lichens et croûtes microbiennes qui se développent sur les monuments historiques (Favero-Longo *et al.*, 2017). Le diuron est une urée substituée également utilisée comme additif antifouling dans les peintures (Machate *et al.*, 2021). Bien que non utilisés en usage phytosanitaire, ces biocides sont cités dans ce chapitre

quand leurs modes d'action sont comparables/identiques à ceux des pesticides utilisés en agriculture (voire quand ce sont les mêmes matières actives) et que le contenu des références considérées est jugé approprié pour traiter les questions de cette ESCo.

Le **cuivre** est un oligoélément essentiel à la vie cellulaire, en particulier chez les plantes supérieures et les algues, où cet élément trace métallique joue un rôle clé dans la structure des protéines et le métabolisme cellulaire (par ex. Masmoudi *et al.* (2013)). Le cuivre intervient notamment dans la fonction photosynthétique, dans le système antioxydant, dans la réponse à la carence en fer, etc. En excès toutefois, la phytotoxicité de cet élément est largement documentée (voir les paragraphes suivants). Cette phytotoxicité du cuivre a été par exemple, mise à profit dans la limitation des efflorescences cyanobactériennes toxiques (Kibuye *et al.*, 2021) ; cette question d'effets ciblés sur les cyanobactéries est hors des questionnements de cette ESCo.

Le **glyphosate** (HRAC 9) est une substance active herbicide homologuée en France depuis 1974. Cet herbicide systémique est unique de par son mode d'action (inhibition de l'enzyme-5-énolpyruvyl shikimate-3-phosphate synthase, EPSPS, enzyme de biosynthèse des acides aminés aromatiques phénylalanine, tyrosine et tryptophane dans les plantes). C'est une molécule non sélective, ce qui signifie qu'en fonction de sa dose d'application, elle peut contrôler une très large gamme de plantes monocotylédones et eudicotylédones, annuelles et/ou vivaces.

Son usage intensif et généralisé a eu pour conséquence que la molécule et son principal métabolite AMPA (acide aminométhylphosphonique) sont retrouvés fréquemment dans les nappes phréatiques, dans les sols, dans l'air (INERIS, 2020), les eaux continentales et marines (voir Chapitre 4) voire dans les eaux de pluie (Chang *et al.*, 2011). Le glyphosate peut perdre une partie de son action herbicide dans l'eau vis-à-vis des plantes supérieures, car les concentrations de glyphosate mesurées dans l'eau sont généralement trop faibles pour que des quantités phytotoxiques soient absorbées par les plantes aquatiques (Sesin *et al.*, 2021). D'après l'ANSES (2017), la PNEC (predicted no effect concentration, utilisée comme valeur seuil de l'apparition d'un risque chronique) et la NQE (Norme de Qualité Environnementale), pour les eaux de surface et calculées sur la base de bioessai normalisé algues, sont respectivement de 60 et 28 µg/L. En milieu terrestre, son effet écotoxique par dérive a été signalé jusqu'à une distance de 20 m (Marrs *et al.*, 1993). Nous citons le contexte du Brésil, où le glyphosate représente 25% de l'utilisation mondiale avec une utilisation massive sur cultures OGM (De Carvalho Marques *et al.*, 2021) : de très fortes concentrations de glyphosate et d'AMPA (plus de 1000 microgrammes/kg) ont été retrouvées dans le sol (Bernasconi *et al.*, 2021) au point d'avoir potentiellement des effets létaux et sublétaux sur les microorganismes du sol (voir Chapitre 7).

1.1.2. Caractéristiques des milieux (terrestres et aquatiques) et des organismes (des procaryotes aux plantes supérieures)

A l'échelle du globe, la production primaire annuelle est également répartie entre les écosystèmes terrestres et marins (Field *et al.*, 1998). Cependant, il existe un écart important en termes de biomasses globales des producteurs primaires terrestres, dominés par les végétaux supérieurs, et les producteurs primaires aquatiques représentés principalement par des microorganismes : sur la planète, la biomasse végétale terrestre est considérée comme 500 fois plus importante que la biomasse photosynthétique marine, avec des différences importantes en termes de vitesse de renouvellement (croissance et reproduction) entre les deux types d'écosystèmes et d'organismes (Bar-On *et al.* (2018) ; Figure 6-2).

Il en découle également une pyramide trophique dans les écosystèmes aquatiques inversée par rapport aux écosystèmes terrestres : si sur terre les végétaux représentent une biomasse totale beaucoup plus importante que les herbivores et leurs prédateurs, l'opposé est constaté dans les océans. Ceci met en lumière le taux de renouvellement rapide des microorganismes aquatiques, mesurable en journées ou moins, très supérieur à celui des plantes terrestres mesurable en mois et années (Figure 6-2). Par ailleurs, un déclin global des producteurs primaires aquatiques marins a été mis en évidence au 20e siècle (Boyce *et al.*, 2010).

Notons qu'à l'échelle des agrosystèmes, ceux-ci sont constitués d'un ensemble d'unités paysagères dans lesquelles se développent des communautés végétales adaptées à l'intensité des perturbations locales (travail du sol, utilisation de PPP).

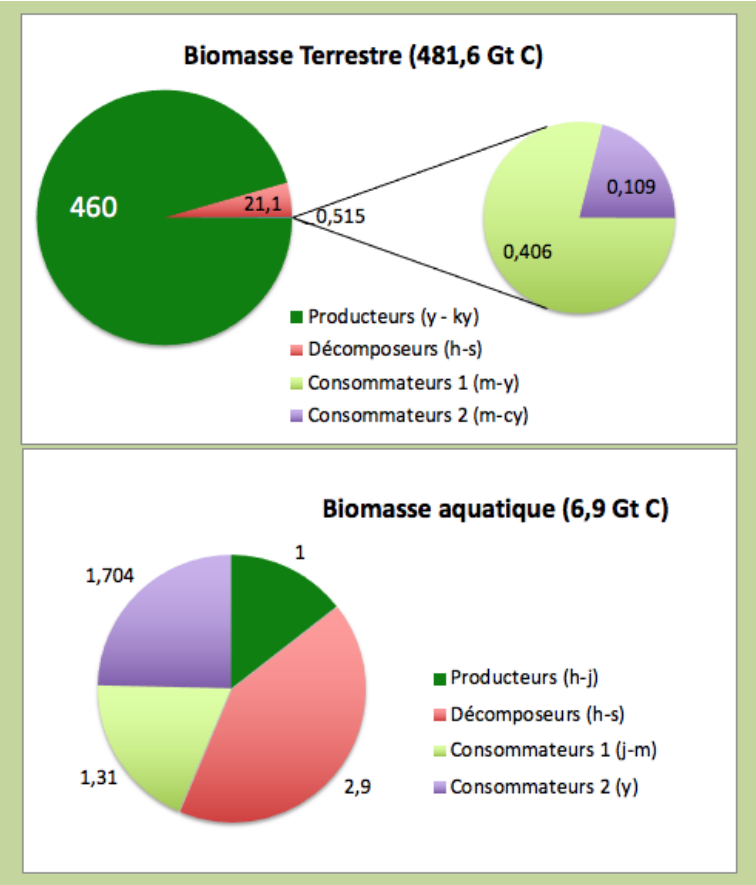


Figure 6-2. Représentations des biomasses relatives (en Gt de carbone) des producteurs primaires dans les écosystèmes terrestres (481,6 Gt C) et aquatiques (6,9 Gt C) tirées de Bar On et al. (2018), incluant espèces sauvages et domestiques. Les décomposeurs représentent essentiellement les procaryotes hétérotrophes (hors biocénoses des sols et sédiments profonds), les consommateurs primaires sont les herbivores, les secondaires les carnivores. (D'après Bar-On et al., 2018). Les chiffres indiquent les biomasses totales de chaque groupe trophique, les lettres représentent l'ordre de grandeur des temps de génération / longévité des organismes (h: heure; j: journée; s: semaine; m: mois; y: année; dy: décennie; ky: millénaire). Attention les échelles des deux graphiques sont différentes.

Les parcelles agricoles de grandes cultures sont majoritairement occupées par des espèces végétales annuelles tandis que les zones périphériques, en fonction du paysage, sont généralement constituées d'espèces vivaces, herbacées ou arbustives (Figure 6-3). En outre, les parcelles agricoles, sur lesquelles sont principalement épandus différents PPP, sont en continuité plus ou moins directe avec d'autres milieux (autres zones agricoles, Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures) (JEVI), milieux naturels, jusqu'aux milieux marins) via la volatilisation dans l'atmosphère ou la diffusion des molécules par dérive, via des transferts d'eau (infiltration, ruissellement, lessivage des sols après des pluies, fossés d'irrigation, drains, etc.) ou encore à travers l'érosion des sols (voir Chapitre 5 pour plus de détails).

L'eau est un élément important du continuum terrestre/aquatique. Par ailleurs, l'eau est nécessaire au développement des microalgues et cyanobactéries. Ainsi, le long de ce continuum certains organismes microbiens phototrophes peuvent coloniser les surfaces terrestres (comme les sols et les arbres des parcelles agricoles et des milieux naturels : croûtes microbiennes photosynthétiques et lichens), les substrats aquatiques immergés temporairement ou continuellement (biofilms photosynthétiques aquatiques), et les colonnes d'eau douce et marines (phytoplancton) (Figure 6-3). L'eau est donc non seulement un vecteur de transfert des PPP, mais également un milieu dans lequel des organismes non-cibles (microalgues, cyanobactéries, macroalgues, phanérogames...) sont exposés aux PPP (voir Chapitre 4).

Figure 6-3. Illustration du continuum terrestre/aquatique dans lequel les communautés biologiques sont impactées par les PPP et à travers lequel les PPP sont transférés.

Dans le cadre de cette contribution, nous abordons les impacts des pesticides à travers quatre sous-thèmes :

- Milieux terrestres / plantes supérieures
- Milieux terrestres / microorganismes photosynthétiques et symbiotiques des racines
- Milieux d'eaux douces / microorganismes photosynthétiques/macrophytes
- Milieux marins et ultramarins / microorganismes photosynthétiques/macrophytes

1.2. Analyse des ressources bibliographiques traitées

1.2.1. Méthodologie initiale

Notre méthodologie est basée sur différentes requêtes (base de données du Web of Science) communes et spécifiques à chaque sous-thème (Tableau 6-2), dont la combinaison varie selon chacun des 4 sous-thèmes.

Les deux premières combinaisons de requêtes ont été testées sur la période de 2000 à 2021 (à l'exception du sous-thème « milieu terrestre/microorganismes photosynthétiques » qui a été testé sur une période plus longue) :

A- Organismes (micro ou plantes supérieures : 3 ;10) et Impacts écotoxiques (5) et Milieu (terrestre ou eau douce ou marin : 7 ; 8 ; 11) et Pesticides et biocontrôle (1)

B- Organismes (micro ou plantes supérieures : 3 ;10) et Biodiversité (2) et Milieu (terrestre ou eau douce ou marin : 7 ; 8 ; 11) et Pesticides et biocontrôle (1)

Tableau 6-2. Requêtes testées

N° requête	thème	objets/milieux d'étude concernés
34	Cuivre*	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
13	Biocontrôle-organismes	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
12	Période 2000-2021	les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin), à l'exception de microorganismes en milieu terrestre (période 1970-2021)
11	Milieu terrestre	microorganismes et plantes supérieures
10	Plantes	milieu terrestre
9	JEVI	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
8	Milieu marin	microorganismes et macrophytes
7	Milieu eaux douces	microorganismes et macrophytes
6	Services écosystémiques	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
5	Impacts écotoxiques	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
4	Ultra Marin	milieu marin, microorganismes, macrophytes et plantes supérieures (mangroves)
3	Microorganismes phototrophes	milieux eau douce, marin et terrestre
2	Biodiversité	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)
1	Pesticides et biocontrôle	tous les organismes (micro ou plantes supérieures) et milieux (terrestre ou eau douce ou marin)

*La requête sur le cuivre a été réalisée après ce bilan bibliographique

1.2.2. Constat

A partir de ces combinaisons de requêtes, nous avons récolté un nombre limité d'articles pertinents pour l'ESCo. Plus précisément, nous n'avons récolté que peu d'articles renseignant spécifiquement les impacts sur la biodiversité, et beaucoup sur les impacts écotoxiques évalués sur monocultures en laboratoire. Le nombre de molécules étudiées dans ces travaux était faible au regard du grand nombre de PPP utilisés et présents dans les milieux (voir Chapitre 4). Il existe très peu de revues bibliographiques sur le sujet.

De plus, les requêtes ont fourni extrêmement peu d'articles concernant les JEVI. Enfin, d'après notre expertise (base bibliographique de chaque expert), nous avons constaté que nos requêtes passaient parfois à côté d'articles pertinents (voire importants) dont nous avons pu avoir connaissance par ailleurs. Le corpus basé uniquement sur les requêtes nous est donc apparu insuffisant pour répondre de façon exhaustive aux questions posées par l'ESCo.

1.2.3. Discussion, stratégie méthodologique

Une baisse de l'effort de recherche sur les impacts des PPP sur les producteurs primaires et une forte présence française dans la communauté scientifique :

Si la tendance générale en écotoxicologie montre une très forte augmentation du nombre de publications depuis quelques années, ce n'est pas le cas pour notre corpus, révélant une baisse de l'activité de recherche scientifique sur les sujets d'écotoxicologie appliquée aux producteurs primaires impactés par les PPP.

Nous avons de plus constaté qu'une majorité (71%) des articles obtenus sur la biodiversité de producteurs primaires impactés par les PPP étaient signés par des auteurs français (près de 30% signés par des scientifiques

d'INRAE et 22% signés en premier auteur par les experts en charge de la rédaction de ce chapitre). En France, des communautés scientifiques se sont structurées dans les années 90 autour de questions d'écotoxicologie des PPP, avec notamment des études traitant des effets de dérive d'intrants sur les bandes tampon en bordure de champ. Durant cette période, les instituts INRA et Cemagref/IRSTEA (regroupés en 2020 pour former INRAE) ont notamment joué un rôle clé dans l'appui aux politiques publiques (ministères en charge de l'agriculture et de l'écologie) et certaines missions sur la période visaient à orienter les décisions autour des questions de protection des cultures et d'impact environnemental. La communauté d'écotoxicologues s'est appuyée sur des compétences historiques en taxonomie des microalgues développées dans les années 80 pour répondre aux questions d'eutrophisation et de qualité des milieux aquatiques. Cette communauté scientifique d'écotoxicologues (centrée non seulement sur les organismes phototrophes, mais aussi globalement sur les communautés biologiques et la biodiversité) reste particulièrement active (voir pour exemples, les réseaux d'écotoxicologie Terrestre et Aquatique INRAE et international EcotoxicoMic créés par cette communauté de scientifiques français). Ceci peut expliquer le fort pourcentage d'articles provenant de laboratoires français que nous avons récoltés dans ce corpus. La fin des années 2000 marque des préoccupations scientifiques croissantes concernant la réponse des écosystèmes aux changements climatiques ainsi que la remédiation des sols contaminés et la recherche de solutions pour une agriculture moins consommatrice d'intrants de synthèse (de la réduction des usages de produits phytosanitaires - e.g. Plans Ecophyto- jusqu'à l'Agriculture Biologique - AB). Parallèlement, aucun nouveau mode d'action n'a été proposé par les industriels et peu de nouvelles molécules herbicides ont été mises sur le marché ces quinze dernières années (10 nouvelles molécules pour 38 retraits) alors que certaines molécules de première importance par leur utilisation (par exemples l'atrazine et le diuron) ont été interdites il y a maintenant près de 15-20 ans. Bien que les producteurs primaires soient particulièrement touchés par les herbicides (voir dans la suite de ce chapitre), les études d'impacts écotoxiques des PPP sur ces organismes n'ont pas forcément suivi l'évolution des pratiques agricoles (c'est-à-dire prise en considération des nouvelles molécules herbicides), et se sont de plus heurtées à la problématique des effets mélanges qui focalise encore les travaux écotoxicologiques. De plus, ces dernières années, d'autres types de contaminants dits "émergents" ont retenu l'attention des porteurs d'enjeux et de la sphère scientifique (par ex. des substances pharmaceutiques avec notamment la problématique des antibiorésistances, microplastiques, etc.), ainsi que du grand public. Ceci peut aussi expliquer la baisse proportionnelle depuis quelques années des travaux de recherche et publications concernant les effets des PPP sur la biodiversité des producteurs primaires. Notons cependant, pour ce qui concerne les plantes supérieures, un renouveau récent d'études en lien avec le développement des approches basées sur les traits biologiques associées à de nouvelles méthodes statistiques permettant d'exploiter autrement les jeux de données et de comparer différents facteurs de variabilité, dont les fertilisants et les PPP (voir section 2.3.2).

<u>Des articles pertinents et pourtant non recensés par nos requêtes :</u>

Une des raisons de ce résultat est probablement liée au fait que pour éviter un trop grand « bruit de fond » (pré-tests de requête réalisés), nous avons focalisé nos requêtes sur les titres et les mots clefs des auteurs et non sur les résumés. Une autre raison est qu'il existe des articles plus proches du thème de l'ESCo publiés antérieurement à l'année 2000. C'est particulièrement le cas pour le sous-thème des microorganismes photosynthétiques terrestres (d'où, dès la première analyse, un élargissement des dates de requête pour ce sous-thème), mais aussi pour d'autres sous-thèmes (microorganismes marins).

<u>Suite à ce constat, nous avons aménagé notre démarche de récolte d'articles.</u>

Nous avons conservé les premières combinaisons de requêtes testées que nous avons triées sur la base des titres et des résumés. Sur des articles pertinents sélectionnés par ces premières requêtes, certains experts ont scruté la liste des références bibliographiques fournies, leur nombre de citations (i.e. « time cited ») et « des articles liés par leur bibliographie » (i.e. « View related records »), afin de récolter d'autres articles pertinents.

Nous avons ajouté des requêtes spécifiques (exemple : une requête sur le cuivre largement utilisé comme produit phytosanitaire).

Certains experts ont ajouté des requêtes spécifiques simplifiées pour un domaine : une requête spécifique sur les plantes supérieures terrestres non cibles, sur les microorganismes symbiotiques des racines des plantes (mycorhizes et rhizobactéries), sur les lichens, sur les macrophytes marins, et sur le PICT : Pollution-Induced Community Tolerance. Ce concept postule qu'une communauté vivante exposée aux PPP sera modifiée dans sa structure sous l'effet du toxique, et sera *in fine* moins sensible à ce toxique. Ce concept est principalement appliqué aux microorganismes et concerne les deux chapitres sur les producteurs primaires (Chapitre 6) et les microorganismes hétérotrophes (Chapitre 7).

Nous avons valorisé une partie de notre bibliographie personnelle, complétée par la veille bibliographique du groupe documentalistes de l'ESCo et nos propres veilles bibliographiques.

Nous avons également retenu de la littérature grise lorsque celle-ci a pu être identifiée, ainsi que des chapitres de livres présentant de rares revues bibliographiques pertinentes.

Enfin, nous avons travaillé sur une grille de lecture détaillée dans laquelle les articles traitant des PPP et sélectionnés pour la rédaction de ce chapitre sont listés.

Au final, ce chapitre se réfère à 378 références bibliographiques, dont près de 11% co-signées par les experts en charge de sa rédaction. Le constat général sur ce corpus complété est double : d'une part, peu de revues bibliographiques répondant aux questions de l'ESCo ont été trouvées, la plupart de ces dernières étant relativement anciennes (années 2010). D'autre part, le corpus rassemblé ne permet toujours pas de répondre à l'ensemble des questions posées par l'ESCo.

2. Effets des PPP sur les producteurs primaires

2.1. Les effets (non cibles) des PPP sur la biodiversité

2.1.1. Quels sont les différents effets directs et indirects ?

2.1.1.1. Milieux terrestres / plantes

Les plantes des milieux terrestres présentes dans les agrosystèmes et les écosystèmes associés (Bryophytes, Equisétophytes, Ptéridophytes, Angiospermes), sont soumises à la pression des PPP et particulièrement des herbicides. Nous abordons dans ce chapitre les effets non intentionnels des PPP sur les végétaux non-cibles, c'est-à-dire que ces plantes soumises aux PPP n'étaient pas visées par le traitement choisi par l'agriculteur ou le gestionnaire du milieu. D'autres PPP que les herbicides (nématicides, fongicides, insecticides) peuvent aussi être absorbés par les végétaux et avoir des effets sur le développement des plantes situées dans le champ (croissance modifiée et réduite) ainsi que sur la dynamique des communautés biologiques végétales voisines (Prosser *et al.*, 2016) (Figure 6-4). Notons que les concentrations en PPP prises en compte dans les études d'impacts en milieu terrestre vis-à-vis des plantes supérieures sont généralement données en quantités (grammes de substance active -SA- ou litres -L- de produit formulé) par hectare -ha- (correspondant aux unités d'application au champ) et que celles concernant les impacts des PPP sur les croûtes microbiennes (cyanobactéries et algues vivant en surface des sols) sont aussi parfois données en µg/g de sol.

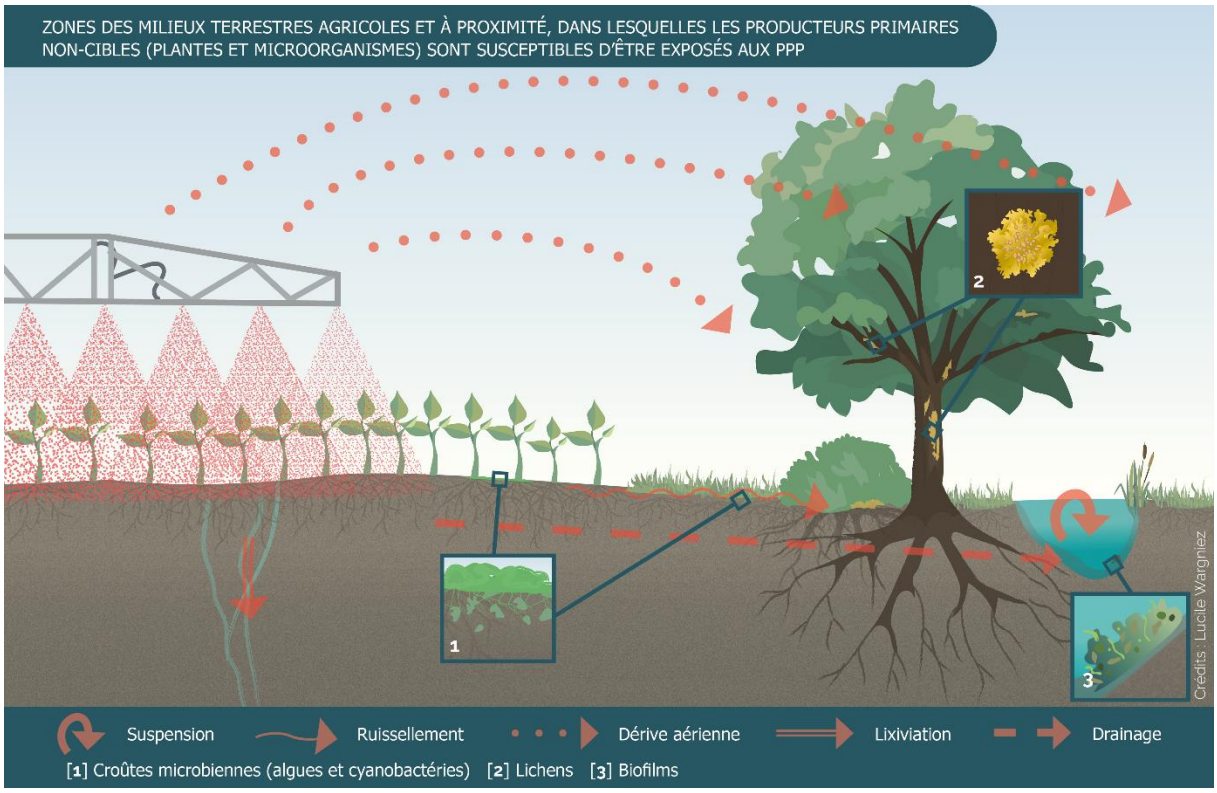


Figure 6-4. Zones des milieux terrestres agricoles et à proximité, dans lesquelles les producteurs primaires non cibles (plantes et microorganismes photosynthétiques) sont susceptibles d'être exposés aux PPP. Les communautés de plantes non cibles sont situées en bordures immédiates des parcelles, dans les fossés adjacents (macrophytes), ainsi que dans les haies (arbustes et arbres). Les haies peuvent être aussi considérées comme un outil de protection contre la dérive des substances actives herbicides, ainsi qu'un moyen de piéger les ruissellements de surface et donc de réceptionner des PPP par cette voie (voir Chapitre 5). Les microorganismes photosynthétiques sont aussi représentés sur cette figure : [1] croûtes microbiennes photosynthétiques (algues et cyanobactéries) en surface des sols de la culture et des zones de bordures [2] lichens sur arbres et clôtures, [3] biofilms (et plancton) dans fossés, ruisseaux (voir section 2113 : milieux eaux douces).

Par leur mode d'action, les substances actives herbicides, organiques ou minérales, sont plus particulièrement dirigées contre les plantes des milieux terrestres désignées comme mauvaises herbes ou espèces adventices. Cette pression de sélection chimique est exercée dans un objectif de réduction de la densité des espèces adventices ou de la limitation de leur production de semences. Si les actions de désherbage sont généralement dirigées contre quelques espèces majeures qui peuvent avoir de forts effets sur la production végétale (perte de rendement ; Oerke, 2006), les molécules herbicides vont aussi toucher au sein de la parcelle cultivée d'autres espèces végétales (bryophytes, angiospermes de petites tailles) n'ayant pas d'effets négatifs avérés sur la production végétale et pouvant donc être considérées, au moins au niveau de l'année, comme organismes non cibles. Cependant, nous n'avons trouvé aucune étude portant sur les effets des PPP sur ces plantes non cibles au sein des parcelles agricoles.

Historiquement, l'utilisation de produits chimiques à des fins de désherbage a débuté à la fin du 19e siècle. Différentes substances minérales (fer, zinc) et acides ont été testées pour tenter de limiter le développement des populations de mauvaises herbes. Dans le cas du cuivre (fin du 19e siècle), les traitements nécessitaient de fortes doses (environ 50 kg/ha) et seules quelques espèces adventices eudicotylédones à larges feuilles comme la moutarde des champs (*Sinapis arvensis*) étaient détruites (d'après Bain *et al.*, 1995). La recherche bibliographique de données sur des effets non intentionnels du cuivre utilisé comme PPP sur les végétaux supérieurs n'a pas donné de résultat. Il existe cependant des études sur les populations végétales pouvant se développer sur les sols saturés en cuivre des zones minières d'extraction du métal (par ex. Wang *et al.*, 2021) et les capacités de bioaccumulation de certaines espèces végétales sont même étudiées pour décontaminer les sols et les eaux. Des études récentes (Simonin *et al.*, 2018) testent des effets sur des espèces végétales non cibles de futurs traitements

pesticides à base de cuivre sous forme de nanoparticules (30 mg/m^2 de formulation Kocide contenant 26,5 % de cuivre) (pas d'effet observé à ce stade d'avancement des travaux).

Utilisés en France depuis la fin de la seconde guerre mondiale, les herbicides organiques de synthèse ont contribué au changement de la composition des communautés végétales des milieux cultivés (Andreasen *et al.*, 1996; Fried *et al.*, 2009a). Non seulement, La composition de la flore des plantes adventices en Europe a changé au cours du siècle dernier, mais aussi la taille des banques de leurs semences (Brühl et Zaller, 2021).

En France, depuis 1944, près de 225 substances actives ont été autorisées, seules ou en association sur l'ensemble des cultures. Certaines de ces molécules (2,4-D et 2,4-MCPA sont régulièrement utilisées depuis plus de 70 ans (Chauvel *et al.*, 2012)). Les 'mauvaises herbes' des milieux cultivés appartenant aux mêmes familles botaniques que les espèces des milieux voisins, ces dernières plus ou moins proches spatialement, peuvent être affectées par l'épandage des herbicides et sont désignées comme espèces non cibles. Dans ce dernier cas, les herbicides ne sont pas dirigés volontairement sur les végétaux, mais ces végétaux sont exposés suite au dépôt de composé volatilisé depuis la parcelle traitée et dispersé dans l'atmosphère (Behrens et Lueschen, 2017), par dérive des molécules au moment du traitement ou par ruissellement jusqu'à des distances de plusieurs centaines de mètres dans le cas du glyphosate par exemple (Bernasconi *et al.*, 2021). Toutefois, ces distances d'exposition restent mal connues comme le montre l'étude réalisée par Moore *et al.* (2021) sur l'isoxaflutole (inhibiteur de la synthèse des caroténoïdes, HRAC 27) pour laquelle la distance mesurée est près de 30 fois inférieure à celle supposée (environ 9 m au lieu de 300 m) et varient en fonction de l'environnement des plantes non-cibles (sols nus, sols couverts). AInsi, les résultats de ces différents travaux dépendent de la façon dont sont mesurés les effets des traitements (nombre d'espèces, nombre de plantes par espèces, nombre de points de mesures, distances d'études, analyses statistiques rendues possibles par l'augmentation du nombre de mesure, etc ...) et des conditions de mesure (exemple : météo) (voir Chapitres 4 et 5). Les herbicides peuvent aussi avoir des effets non intentionnels du fait de leur stabilité dans le sol (persistance de l'herbicide) (voir Chapitre 4). Dans le cas du piclorame (HRAC 4), il a été montré en situation expérimentale (Passos *et al.*, 2018) qu'il existe un risque de contamination élevée du sol pendant plus de quatre mois (0,667 mg kg^{-1} de piclorame) après le traitement pouvant potentiellement agir négativement sur les communautés végétales (absorption racinaire). Cette caractéristique de rémanence, observée pour la famille des sulfonylurées, mais aussi pour d'autres herbicides tels que le s-métolachlore (inhibiteur de la synthèse des lipides ; chloroacétamides HRAC 15) ou la clomazone, est connue des agriculteurs car elle oriente le choix des cultures suivantes, du travail du sol et des dates de semis (Hopquin, 2013; Deleau et Protin, 2017).

Les effets négatifs non cibles des traitements herbicides sur les communautés végétales terrestres ont été mis en évidence par des études expérimentales (études en serre, parcelles jardinées) ou plus rarement directement par des études de terrain. En milieux contrôlés ou semi-contrôlés (serres, parcelles jardinées), les travaux sont généralement centrés sur un nombre limité d'herbicides et d'espèces. Les caractères mesurés sont la vitesse de développement, la croissance (biomasse) et les capacités de reproduction. 'Au champ', les études peuvent cibler une ou plusieurs espèces mais peuvent, dans le cas des études plus récentes, se faire aussi à l'échelle des communautés végétales (Fried *et al.*, 2018; Andrade *et al.*, 2021). Dans les conditions au champ, une majorité d'études porte sur la comparaison de systèmes de production agricoles sans distinction des molécules herbicides appliquées. Les informations exactes sur les doses impactantes en voisinage de champ ne sont pas données dans ces articles (traitement au champ à la dose homologuée). Les conditions de traitement (humidité, force du vent, pente des parcelles) ne sont pas ou peu précisées dans les travaux. La richesse et la diversité spécifique des communautés végétales sont les principales variables mesurées sur les communautés. Les mesures de croissance ou de reproduction peuvent être aussi réalisées sur des espèces ciblées, connues pour leurs caractéristiques écologiques et pour certaines d'entre elles pour leurs fonctions écosystémiques.

Les études retenues dans les différentes requêtes de cette ESCo, concernent des travaux où les végétaux qui ont reçu des PPP sont non-cibles, c'est-à-dire que ces plantes n'étaient pas visées par le traitement choisi par l'agriculteur ou le gestionnaire du milieu. Notons que cette distinction n'est pas forcément liée à une espèce mais

à l'endroit où celle-ci pousse. Ainsi, la même espèce identifiée comme une mauvaise herbe au sein de la parcelle cultivée, peut-être une espèce non-cible ailleurs (en bordure par exemple) (Brühl et Zaller, 2021). Ceci explique que dans la suite de ce document, les travaux portant sur des études expérimentales monospécifiques décrits pour montrer la variabilité de sensibilité des différentes espèces végétales (Figures 6-8 et 6-9) à un PPP, ainsi que les différences d'intensité d'effets de PPP sur les plantes supérieures (Figure 6-10), sont basés sur des tests appliqués non seulement à des espèces non-cibles mais aussi à des espèces qui dans la parcelle, sont considérées comme cibles. Cependant, les études concernant les conséquences de traitements phytopharmaceutiques (désherbage) sur des communautés qui seraient liées à des mauvaises herbes situées dans les champs, sont traitées dans le Chapitre 8, à propos des effets indirects vis-à-vis des invertébrés terrestres à travers ces effets cibles sur les plantes.

Les différents impacts des PPP peuvent être classés en plusieurs catégories d'études :

- **Effets non cibles des herbicides sur la flore rudérale des milieux avoisinants (flore des bordures)**

Les résultats obtenus sur les effets non ciblés des herbicides sur les communautés végétales voisines sont très variables : les résultats indiquent peu ou pas d'effets, jusqu'à des effets forts et durables dans le temps. Cette variabilité s'explique par les conditions expérimentales choisies, les substances actives étudiées et les espèces prises en considération dans les études.

En situation expérimentale, les doses testées (en g de SA ou L de produit formulé/ha) sont généralement basées sur la dose maximale retenue lors de l'homologation de la substance active (dose au champ). Dans le cas des effets non ciblés, l'effet des faibles doses est plus particulièrement étudié avec des sous dosages allant de 1% à 25% de la dose homologuée (Carpenter et Boutin, 2010; Boutin *et al.*, 2012; 2014; 2019). Différents stades de développement de la plante non-cible peuvent être pris en compte (plantule, plante développée), des plantes bien développées pouvant mieux tolérer l'effet de la molécule herbicide (Chamel *et al.*, 1991). Il est généralement noté une diminution de la biomasse individuelle par plante qui entraîne une réduction du potentiel de floraison, dans le cas de traitement au glufosinate d'ammonium (0 à 89% de la dose recommandée) et au chlorimuron-éthyle (0, 5, 25, 100% de la dose recommandée) par exemple aux doses homologuées et à la demi-dose (Boutin *et al.*, 2014). Enfin, les distances de dispersion des molécules diffèrent selon le type de molécules épandues (exemple Carlsen *et al.* (2006), Figure 6-5) et les conditions météorologiques locales, l'état du composé (gouttelettes ou gaz issus de la volatilisation), des techniques d'application ou de la configuration spatiale (comme la présence d'obstacle) (voir le Chapitre 5, pour plus de détails concernant les transferts de PPP).

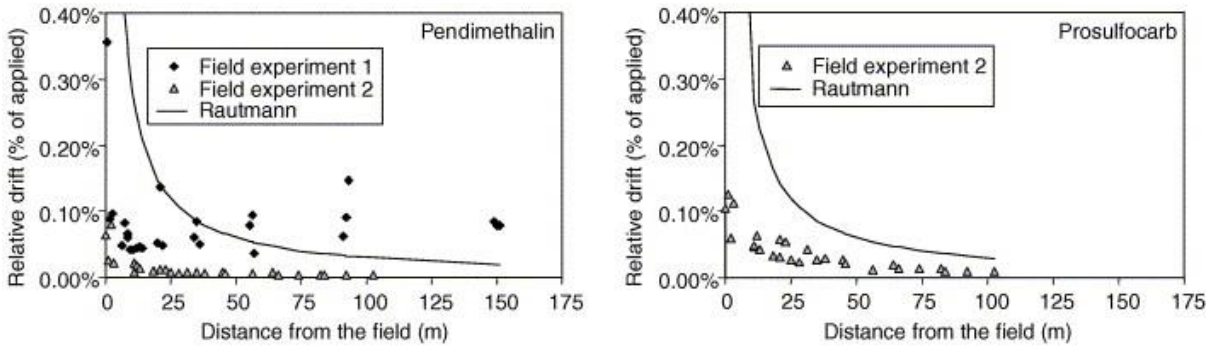


Figure 6-5. Décroissance du dépôt de PPP en lien avec la distance à la parcelle traitée. Cette décroissance dépend de différents facteurs environnementaux et des caractéristiques de la molécule elle-même. D'après Carlsen et al. (2006).

Pour les études réalisées au champ, en fonction des substances actives et de la distance aux bords de la parcelle, des effets négatifs des herbicides sont observés pour la majorité des expérimentations (Fried *et al.*, 2008). En situation de terrain, les effets des herbicides sur les plantes non-cibles varient suivant les espèces (espèces indifférentes ou fortement impactées ; (Schmitz *et al.*, 2014a)) et les années (conditions climatiques) (Kleijn et

Snoeijing, 1997; Juttersonke et Arlt, 2002). Qi *et al.* (2020) dans une étude réalisée avec des doses réduites d'atrazine et de tribénuron méthyle (50% et 25% de la dose homologuée) montrent que les traitements herbicides à toutes doses ont un effet sur la diversité des communautés de plantes en modifiant leur composition mais ne changeraient pas leurs rôles fonctionnels (pollinisation) au moins à court et moyen termes. Globalement, les conclusions des travaux indiquent que les effets des herbicides ne se traduisent pas par des effets radicaux sur les communautés végétales, les doses reçues par dérive (et qui ne sont que rarement quantifiées) étant insuffisantes pour tuer les plantes (à l'exception d'épandages liés à des erreurs techniques de manipulation des appareils de traitement). Suivant les travaux, les variables mesurées (biomasse et/ou capacités reproductives) sont influencées de façon plus ou moins significative par l'application de PPP.

Les études réalisées au champ montrent généralement que les substances herbicides peuvent modifier la fécondité des espèces (pourcentage de fleurs fécondées) (Gove *et al.*, 2007) et donc la composition des communautés végétales sans que cet effet soit systématiquement observé (Juttersonke et Arlt, 2004). Dans l'étude de Gove *et al.* (2007), le glyphosate utilisé de 0,06 L à 1,5 L/ha (de 1% à 25% de la dose moyenne utilisée ; glyphosate à 360 g/L, donc quantité de substance active appliquée variant de 21,6 à 540 g/ha) peut modifier le développement des espèces les plus sensibles sur les quatre premiers mètres en bordure de la parcelle. Les espèces végétales des bordures peuvent donc également être affectées par le biais d'une modification des relations de concurrence entre les plantes de la communauté, favorisant certaines espèces plus tolérantes aux dépens d'autres plus sensibles à l'herbicide (Marshall, 2001) : des traitements herbicides anti-eudicotylédones peuvent donner un avantage compétitif aux graminées qui, en plus de mieux exploiter la fertilisation des champs par l'usage d'engrais, ne sont pas contraintes par l'herbicide. Ce type d'observations est confirmé par une étude expérimentale montrant que des doses sublétales de glyphosate et de metsulfuron méthyle pouvaient modifier la compétition entre espèces non-cibles (*Centaurea cyanus, Silene noctiflora*), celles-ci réagissant différemment aux herbicides (Boutin *et al.*, 2019).

Les résultats des travaux de ce corpus montrent néanmoins des tendances différentes. Si certaines études indiquent que les caractères liés à la reproduction (par exemple : nombre de fleurs ou d'inflorescences, durée de floraison) des plantes sont plus sensibles aux faibles doses d'herbicides (glufosinate d'ammonium (1 à 89% ; 7.5 à 667.5 g sa/ha et glyphosate (0, 1, 5 and 25% dose homologuée de 1440 g sa/ha/an)) que les caractères végétatifs (mesure de la biomasse ; Carpenter *et al.* (2010) ; Dupont *et al.* (2018)), d'autres travaux ne trouvent des effets que sur les caractères végétatifs. Dans le cas du dicamba (phytohormones - HRAC 4 - de 0 à 10% de la dose au champ), Bohnenblust *et al.* (2016) observent une réduction de la floraison (nombre de fleurs par plante) qui se traduit ensuite par une réduction de l'activité des pollinisateurs (abeilles domestiques). Russo *et al.* (2020) montrent que la pulvérisation de glyphosate à faible dose altère la croissance des plantes floricoles et la disponibilité des ressources florales (nombre de fleurs et durée de floraison) d'espèces vivaces des bordures, ce qui se traduit par une diminution de l'exploitation de ces ressources par différents papillons pollinisateurs. Mais ces effets sont très variables allant d'effets faibles sur la biomasse (Dunker *et al.*, 2002; Juttersonke et Arlt, 2004) à des effets encore mesurables une année après le traitement sur l'aubépine *Crataegus monogyna* (espèce arbustive pérenne ; cas du metsulfuron-méthyle de 5 à 40% de la dose à l'ha homologuée (Kjaer *et al.*, 2006)). Dans une étude récente réalisée en conditions contrôlées (serres) au Danemark et au Canada, Mathiassen *et al.* (2021) montrent des effets herbicides (5 substances actives) appliqués à faibles doses (de 1 à 5 % de la dose homologuée) à la fois sur la mesure des variables végétatives et reproductrices des espèces étudiées. Mais cette étude montre aussi des tendances différentes suivant les lieux d'étude, mettant ainsi en avant la difficulté à standardiser les mesures. En situation au champ, ces effets à moyen terme (6 mois) peuvent aussi être liés à la persistance des herbicides dans le sol comme dans le cas du piclorame (Passos *et al.*, 2018).

A chaque période de traitement, les dérives de pulvérisation peuvent ainsi impacter négativement les plantes des bordures avec des effets plus ou moins marqués sur les structures de dominance de la communauté végétale. Cela peut s'expliquer par le fait que les dommages causés par les herbicides peuvent être limités et que les plantes peuvent surmonter en partie les conséquences du traitement : D'après Dunker *et al.* (2002), les dommages éventuels (moindre production de semences, croissance plus faible entraînant une moindre compétitivité en termes de capacité de croissance vis -à -vis des autres végétaux) ne sont pas visibles au cours l'année de l'application. Mais généralement, les auteurs de ces travaux concluent que les conséquences et les effets cumulatifs, même à

faibles doses testées, sont certainement sous-estimés (Schmitz *et al.*, 2014b; Qi *et al.*, 2020) avec un potentiel d'accumulation des herbicides dans le sol (Bernasconi *et al.*, 2021) pouvant avoir des effets à long terme se traduisant par un affaiblissement des populations et une réduction de la diversité.

D'autres familles de pesticides peuvent avoir des effets non ciblés sur des plantes adventices, mais les travaux sur le sujet sont rares : Haydock *et al.* (2010) ont étudié un nématicide fumigant qui a une activité herbicide et Jordan *et al.* (2008) ont montré l'action d'un fongicide qui favoriserait indirectement les espèces adventices qui ne sont pas mycorhizées.

- **Effets non cibles de l'utilisation des PPP sur des espèces cultivées sur parcelles voisines**

Un certain nombre de molécules herbicides sont actuellement sous surveillance du fait des dégâts qu'elles peuvent occasionner sur d'autres cultures non concernées par le traitement PPP par volatilisation lors de leur application comme c'est le cas par exemple des substances actives du groupe HRAC 4 (dicamba ou 2-4, D) et du prosulfocarbe (HRAC 15) en France (Devault *et al.*, 2019). Ces composés font l'objet d'ajustements techniques pour tenter de limiter ces contaminations, notamment via des modifications de formulations. Aux États-Unis, ce sont essentiellement les herbicides du groupe HRAC 4 avec des dégâts sur les cultures voisines de coton et de tomate non génétiquement transformées qui sont observés. Les dégâts sont observés jusqu'à 250 m de la parcelle traitée (Egan *et al.*, 2014; Soltani *et al.*, 2020). En France, c'est le prosulfocarbe utilisé en grandes cultures (céréales d'hiver) dont l'utilisation est remise en cause du fait de dégâts sur vergers en lien avec la volatilisation de cette molécule jusqu'à des distances atteignant 100 m (Devault *et al.*, 2019).

- **Effets des herbicides sur les espèces natives non cibles de la flore des forêts**

Les pratiques d'aménagement forestier peuvent être réalisées à l'aide d'herbicides afin d'accélérer la mise en place du milieu pour la régénération de la forêt (Lautenschlager et Sullivan, 2002). La synthèse de Lautenschlager et Sullivan (2002) réalisée au Canada indique un effet faible des herbicides sur les communautés fongiques et des effets plus marqués sur les communautés de bryophytes et de lichens (voir encadré 6-3 sur les lichens). En ce qui concerne les autres communautés végétales, il est difficile de séparer les effets cibles et non cibles, les herbicides étant utilisés pour favoriser la croissance des résineux vis à vis des espèces feuillues. Selon les auteurs, en comparaison à du désherbage mécanique, l'utilisation des herbicides ne réduirait pas et au contraire pourrait accroître la variabilité des communautés de plantes au niveau du peuplement et du paysage (Lautenschlager et Sullivan, 2004). L'utilisation du glyphosate en milieu forestier urbain pour lutter avec succès contre une espèce envahissante peut avoir des effets limités sur les fougères et les mousses (réduction de l'abondance et de la diversité des espèces mesurées sur la germination des spores), non ciblées par l'herbicide (Carreiro *et al.*, 2020). Les études peuvent donc montrer des effets contrastés suivant les conditions de réalisation des traitements herbicides.

Les espèces forestières peuvent aussi être soumises à certaines molécules utilisées dans les champs comme la clomazone ou le glyphosate. Au Brésil, si la clomazone a eu un effet négatif plus ou moins important sur la croissance de la plupart des espèces forestières testées, la capacité de certaines espèces à tolérer l'herbicide est évaluée pour être utilisée dans des programmes de phytoremédiation (Cabral *et al.*, 2017). En Argentine, l'utilisation massive de glyphosate sur les cultures OGM serait responsable d'effets létaux et sublétaux sur les plantes forestières non ciblées ce qui pourrait favoriser à la fois la perte de biodiversité dans les derniers îlots de forêts relictuelles (effet non cible) et la sélection de nouvelles mauvaises herbes pour les cultures, ou de biotypes résistantes (effets indirects ; Florencia et al., (2017)). Notons qu'en France, depuis octobre 2019, l'Office National des Forêts a décidé l'abandon total de toute prescription et usage d'herbicides, insecticides et fongicides pour la gestion de l'ensemble des forêts publiques[3] (forêts domaniales de l'État et forêts communales - voir Chapitres 1 et 18).

[3] https://www.onf.fr/onf/+/5af::zero-phyto-en-foret-publique.html [Consulté le 15/01/2022]

- **Effets non cibles des herbicides appliqués pour la gestion des espèces envahissantes**

La gestion des espèces végétales envahissantes est une problématique grandissante à l'échelle mondiale. En fonction des milieux concernés (zones humides, forêts, prairies, parcelles agricoles), les outils à disposition des gestionnaires sont variés (désherbage mécanique, physique et chimique). En fonction des législations et suivant les pays, pour des raisons de coûts, l'utilisation des herbicides est fréquente mais elle peut se traduire par des effets non cibles sur le milieu environnant et en particulier sur les espèces végétales. Dans cette situation particulière, les espèces non cibles environnantes peuvent être soumises non seulement à des dérives d'herbicides mais aussi à des doses 'pleines' du fait de l'efficacité recherchée sur l'espèce envahissante ciblée. Les études montrent des résultats contrastés (Carreiro *et al.*, 2020) en fonction des modes d'épandage et des caractéristiques de la molécule utilisée (volatilité, vitesse de dégradation).

Le triclopyr (HRAC 4) est utilisé pour contrôler des espèces ligneuses envahissantes (Holmes et Berry, 2009; Douglass *et al.*, 2016). Il a été montré que les applications par hélicoptère d'imazapyr (HRAC 4) pour contrôler un arbuste envahissant sont responsables d'une forte réduction de la diversité végétale (Douglass *et al.*, 2016) et que la persistance de cet herbicide dans le sol, même appliqué à faible dose (environ 0,5 kg sa/ha), pouvait impacter négativement les plantes voisines. Dans le cadre de la gestion d'une centaurée envahissante (*Centaurea solstitialis*), DiTomaso *et al.* (2015) ont mis en évidence des effets négatifs de l'aminopyralide (HRAC 4) appliqué à la dose et à la demi dose homologuée sur les plantes natives des prairies (50% de réduction du couvert). Toutefois ces effets s'atténuent au cours du temps (deux ans) surtout si l'herbicide est appliqué à de plus faibles doses au moment où la centaurée est la plus sensible au traitement, ce qui n'exclut pas les effets cascades sur les autres communautés.

La gestion des espèces envahissantes par les herbicides est aujourd'hui fortement remise en cause du fait de son impact environnemental, en particulier par ses conséquences sur les communautés végétales non cibles. La lutte chimique peut même se révéler contre-productive, le "vide" créé par l'application des herbicides pouvant alors favoriser l'espèce envahissante visée (Lazarus *et al.*, 2021).

En conclusion : Les auteurs des différentes études concluent à un manque de données sur les effets non cibles des herbicides sur les plantes (les effets indirects sur les invertébrés, de traitements PPP sur des plantes cibles sont traités dans le Chapitre 8). Dans une revue, Prosser *et al.* (2016) conclut que l'état des connaissances concernant les effets non cibles sur les communautés des bordures des champs est actuellement insuffisant pour évaluer avec certitude la nature et l'étendue des risques posés par les herbicides. Peu d'études tentent d'associer la quantification de l'exposition aux herbicides en lien avec leurs effets sur les plantes non cibles en prenant en compte l'influence des méthodes d'application des herbicides. Les quantités de produits ne sont pas suffisamment bien mesurées et la standardisation des mesures est complexe (Mathiassen *et al.*, 2021). Par ailleurs, les produits herbicides en vente ne sont pas totalement purs et il n'y a pas d'études sur les effets des molécules énantiomères (Asad *et al.*, 2017).

Afin de limiter les dérives des traitements herbicides, des mesures ont été prises pour protéger les cours d'eau et les populations humaines telles que la mise en place de zones tampon ou de haies (Burn (2003), Langenbach *et al.* (2022), Marrs *et al. (1993)* - voir Chapitre 5). Ces protections imposent des zones d'une largeur déterminée en fonction des caractéristiques des molécules (Marrs *et al.*, 1993; Gove *et al.*, 2007; Ministère de l'agriculture, 2021). L'efficacité de haies pour limiter les effets non ciblés est discutée suivant les molécules, certaines études les jugeant suffisantes (Gove *et al.*, 2007), d'autres études émettant l'hypothèse que ces obstacles peuvent être insuffisants : par exemple, des haies de 20m de haut ne sont pas suffisantes pour empêcher les effets non ciblés du prosulfocarbe (Devault *et al.*, 2019). D'autres pratiques (amélioration des appareils de traitement, buses et parois anti-dérive) ont pour objectif de limiter ces effets non intentionnels (voir Chapitre 5).

Remarque : <u>En ce qui concerne les JEVI, il n'a pas été retrouvé de références démontrant des effets non cibles des PPP</u>. Notons cependant l'étude floristique de Bertoncini *et al.* (2012) sur des pelouses d'espaces verts du sud-est de Paris qui a tenté de faire le lien entre la biodiversité végétale de ces pelouses et différents facteurs, dont le

Encadré 6-2. Impact des PPP sur les microorganismes symbiotiques associés aux racines et favorisant la croissance des plantes : un possible effet indirect des PPP sur les plantes ?

Dans la section 2.1.1.2 nous rapportons que des cyanobactéries fixatrices d'azote sont susceptibles d'être impactées par les PPP, avec un effet indirect possible pour la croissance des cultures de riz (voir section 2.2). De même, nous pouvons nous poser la question des impacts indirects des PPP sur les plantes au travers des microorganismes symbiotiques associés aux racines et favorisant la croissance des plantes, tels que les mycorhizes et les rhizobactéries fixatrices d'azote. Les symbioses jouent un rôle majeur dans les processus de production végétale et d'après la revue de van de Heijden *et al.,* (2008), les mycorhizes et les rhizobactéries fixatrices d'azote contribuent à l'acquisition du phosphore et de l'azote et par les plantes (Fonction écosystémique 8), ainsi qu'à leur protection face à certaines maladies (Fonction écosystémique 11). Nous avons réalisé trois requêtes spécifiques pour récolter les publications de travaux concernant ces impacts des PPP sur les mycorhizes et les rhizobactéries fixatrices d'azote entre 2000 et 2022. Notons que beaucoup d'articles concernaient les effets bénéfiques de ces microorganismes sur la tolérance des plantes aux pesticides et au cuivre (Bioremédiation, Fonction écosystémique 2) ; mais ces articles n'ont pas été retenus car ne traitant pas des effets directs des PPP sur ces microorganismes.

Mycorhizes : Concernant les champignons mycorhiziens, des effets contrastés, voire opposés sont décrits selon la substance active considérée. Ces effets dépendent de la composition minérale du sol, du type de plante hôte, de sa capacité d'adaptation, du type d'interaction symbiotique développé et du stade de développement du mycorhize au moment de l'exposition aux PPP (Hage-Ahmed *et al.*, 2019; Meena *et al.*, 2020). La majorité des travaux concernent les effets de fongicides sur les mycorhizes, la germination de leurs spores, et la colonisation des racines. Nous nous basons sur la revue récente de Hage-Ahmed *et al.* (2019). Des travaux au laboratoire ont montré que des fongicides tels que le flutolanile, l'azoxystrobine, le fenpropimorphe et le fenhexamide peuvent inhiber la germination des spores d'une espèce de mycorhize (*Rhizophagus irregularis*) de manière fongistatique (après élimination du fongicide du milieu, les spores peuvent à nouveau germer). Les rares études disponibles abordant les effets directs des herbicides sur les mycorhizes montrent un effet neutre, voire positif, à des concentrations allant jusqu'à la dose recommandée au champ. Notons par exemple que le glyphosate n'affecte pas la germination des spores ni la croissance des hyphes du mycorhize lorsqu'il est utilisé à des concentrations inférieures ou égales à la dose recommandée au champ, mais il peut cependant avoir un effet inhibant à des doses plus élevées avec des effets différents selon les espèces de mycorhize testées au laboratoire. La CI_{50} (concentration inhibant 50% du paramètre testée) du glyphosate est de 0,5 ppm pour la croissance mycélienne et de 0,4 ppm pour la sporulation. Elle est comparable à celle du sulfate de cuivre, est nettement inférieure à celle des fongicides fenhexamide et fenpropimorphe, mais est environ 10 fois supérieure à celle du fongicide chlorothalonile.

La colonisation des racines par les mycorhizes est peu inhibée, mais cela dépend du type de PPP auxquels les mycorhizes sont exposés (enrobage des semences de culture par exemple), de l'historique de pratique (labour), de la plante colonisée et des espèces de mycorhize étudiées. Par exemple, dans une expérimentation mixte au champ et en pots (en conditions extérieures tempérées froides), Helander *et al.* (2018) ont montré que l'application de glyphosate (formulation Roundup®Gold, 5l/ha) à l'automne, inhibait non seulement la colonisation par les mycorhizes des plantes cibles (principalement l'adventice vivace, *Elymus repens*), mais aussi de la graminée fourragère non cible (*Festuca pratensis*), plantée 6 mois après l'application du glyphosate, et que l'ampleur de la réduction mycorhizienne dépendait du labour et des paramètres microbiens initiaux du sol. Une autre étude sur le pois chiche n'a pas montré d'effet du fongicide captane sur la colonisation totale des racines par les mycorhizes, mais a mis en évidence une réduction de la diversité et de la richesse en espèces des mycorhizes. La revue de Hage-Ahmed *et al.* (2019) conclut sur la nécessité de réaliser des études *in situ* sur les communautés de mycorhizes afin de comprendre les interactions complexes plante hôte/mycorhize/pesticide. Par exemple, les travaux de Dostálek *et al.* (2013) sur les effets de l'application d'un fongicide (carbendazime, 100 mL/m^2 toutes les 4 semaines pendant la saison de croissance et durant trois années consécutives) sur la diversité et la composition de la communauté végétale d'une prairie calcaire sèche de Tchécoslovaquie, suggèrent que les effets négatifs du fongicide sur la diversité végétale seraient liés à la diminution de la capacité concurrentielle des plantes vivaces (principalement des eudicotylédones) dépendantes des mycorhizes (inhibées par le fongicide) par rapport aux graminoïdes (monocotylédones) moins dépendantes des mycorhizes. Par la suite, Pankova *et al.* (2018) ont montré que l'effet négatif du fongicide sur la composition des espèces végétales, la diversité, la couverture des plantes vivaces et l'infectivité des mycorhizes persistait cinq ans après la dernière application du fongicide. Cependant, notons que l'objectif de cette expérience était de supprimer les mycorhizes afin de voir les effets indirects sur la diversité des plantes : les doses de fongicides appliquées étaient donc très largement supérieures à celles recommandées pour une application agronomique au champ. D'autres travaux cités par Hage-Ahmed *et al.* (2019) montrent des effets de l'herbicide nicosulfuron sur les mycorhizes beaucoup plus faibles au champ qu'en expérimentation en pot et émettent l'hypothèse que le réseau de mycorhizes (très restreint en pot) développé au champ, permet au champignon symbiotique de compenser les effets négatifs du PPP. De rares travaux abordent les impacts des PPP sur les mycorhizes d'arbres forestiers. Notons l'étude *in vitro* réalisée par Laatikainen et Heinonen-Tanski (2002) sur 64 souches de mycorhizes d'arbres de la forêt boréale, dont la croissance a été testée avec divers herbicides, fongicides et insecticides généralement appliqués en pépinières forestières et sur les sites de boisement nordiques (biotests réalisés aux concentrations mesurées dans les 5 premiers cm de sol des sites forestiers) : les fongicides se sont avérés les plus toxiques, en particulier le chlorothalonile et le propiconazole. Les sensibilités aux PPP

étaient variables selon les espèces de mycorhize testées. Une étude très récente sur un essai long terme de contamination de sols agricoles au cuivre, a montré par séquençage que l'abondance relative des champignons mycorhiziens a augmenté progressivement (selon la quantité de cuivre dans le sol) jusqu'à une concentration de 100 mg Cu/kg sol (améliorant alors l'absorption des nutriments par les plantes), mais a été inhibée progressivement à des concentrations plus élevées, jusqu'à atteindre une abondance plus faible que celle des témoins à 1600 mg Cu/kg sol (Zhang *et al.*, 2022).

Rhizobactéries : les travaux sur les impacts des PPP concernent essentiellement des rhizobactéries inoculées pour les cultures. La question récurrente étant : quelle est la compatibilité entre les pesticides appliqués sur les semences et les inoculants rhizobiens ? Cette question stimule de nombreux travaux sur la sélection de souches de rhizobactéries résistantes aux PPP, afin de pouvoir les utiliser en agriculture conventionnelle pour compenser l'inhibition des symbioses naturelles : par exemple Ahemad *et al.* (2010) ont montré que l'inoculation des graines de pois avec la souche MRP1 de *Rhizobium leguminosarum* tolérante aux insecticides limitait les effets négatifs des insecticides (à travers l'inhibition des rhizobactéries naturelles, voir ci-dessous) sur la plante et en concluent que cette souche pourrait être utilisée comme bio-inoculant pour favoriser la production de pois en culture traitée avec des insecticides. Ce type de travaux se développent aussi avec les cyanobactéries diazotrophes en rizière (voir section 2.1.1.2). Rathjen *et al.* (2020) ont montré que des traitements fongicides (P-Pickel T) des semences de légumineuses inhibaient le développement des *Rhizobium* spp. (deux souches testées) et réduisaient la nodulation au laboratoire et au champ. Une étude en serre et au champ (culture de soja), a mis en évidence l'impact d'un PPP (enrobage de graine avec un mélange de fongicides composé de pyraclostrobine, de thiophanate-méthyle et de l'insecticide fipronil) sur la survie cellulaire et la morphologie des colonies de deux souches de rhizobactéries (*Bradyrhizobium* spp.), ainsi que sur le métabolisme de l'azote et la remobilisation de l'azote dans les grains de soja (Rodrigues *et al.*, 2020). Inversement, les travaux de Joshi *et al.* (2014) sur l'application au champ du fongicide foliaire pyraclostrobine (20%, concentrations 0,05% à 1%.) après 10-20 jours d'émergence sur le soja, a augmenté le nombre, le poids et la fixation de l'azote dans les nodules racinaires, favorisant le rendement de la culture. Ahemad *et al.* (2010) ont réalisé une expérimentation en pot sur une culture de pois avec des concentrations croissantes en insecticides. Dès la concentration à la dose au champ les insecticides (correspondant, d'après les auteurs, à 0,2 mg/kg de sol pour le fipronil et 1300 mg/kg de sol pour le pyriproxyfen) inhibent la nodulation naturelle de la plante par les rhizobactéries et son rendement. Certains herbicides sont connus pour impacter la nodulation en perturbant les processus de signalisation, d'infection racinaire par les bactéries ou la structure des fibres racinaires ou encore la morphologie des cellules. Il est cependant rapporté que les herbicides tels que l'alachlor ou le métolachlore (des inhibiteurs de la synthèse d'acides gras) n'ont pas d'effets aux doses agronomiques (Meena *et al.*, 2020). Des effets inhibiteurs sont toutefois observés avec plusieurs triazines, mais appliquées à des doses supérieures aux doses agronomiques dans des expérimentations conduites *in vitro* (Meena *et al., 2020)*). Dans une étude visant à caractériser les effets inhibiteurs du glyphosate et de l'imazéthapyre sur des bactéries fixatrices d'azote dans des cultures de soja transgénique, Bohm *et al.* (2009) rapportent des effets contrastés des 2 herbicides, le premier inhibant le développement des nodules et le second étant sans effet sur les bactéries fixatrices d'azote. Une étude récente a évalué l'impact des herbicides paraquat et glyphosate sur quatre souches de rhizobactéries inoculées à des plants de trèfle bitumineux *Bituminaria bituminosa*. Les deux herbicides appliqués directement en milieu liquide sur les souches de rhizobactéries avant inoculation (5,4 et 10,8 g/L pour le glyphosate et 2 et 4 g/L pour le paraquat, doses correspondant, d'après les auteurs, à la dose au champ appliquée au Maroc), ont diminué l'efficacité symbiotique des quatre différentes bactéries fixatrices d'azote étudiées, ainsi que le nombre et la taille des nodules, et le contenu en azote de la plante (Mohamed *et al.*, 2021). Enfin, une étude en milieu contrôlé a montré que l'herbicide 2,4-D (de 0 à 200 mg de sa /kg de sol) pouvait avoir indirectement un effet négatif sur une plante hôte (acacia) à travers ses bactéries symbiotiques, dont le fonctionnement serait inhibé (Kraiser *et al.*, 2012). Les études qui abordent les effets de PPP sur la biodiversité des rhizobactéries sont plus rares. Matsuda *et al.* (2002) ont réalisé un screening en milieu liquide de 60 souches/isolats couvrant cinq genres de rhizobactéries pour tester leur sensibilité au sulfate de cuivre. Les CE_{50} obtenues variaient de 2,8 à 60 mg/l, montrant une grande diversité de sensibilité de ces différentes espèces, mais sans pouvoir faire de lien avec l'origine (forêts, cultures, milieux contaminés, etc.) des souches isolées. Sharaff et Archana (2015) ont montré des effets négatifs du cuivre ($CuSO_4$, à partir de 250 mg/kg de sol) sur la diversité rhizobactérienne de plants de haricot mungo (*Vigna radiata*). Des travaux plus anciens (Moiroud *et al.*, 1985) ont montré en condition expérimentales que des herbicides et des fongicides pouvaient avoir un effet indirect sur le développement de jeunes plants d'aulne (*Alnus glutinosa*) en inhibant le développement des bactéries actinomycètes filamenteuses fixatrices d'azote (*Frankia*). Une inhibition totale est obtenue à de faibles dose du fongicide (oxyquinoléine – 0,3 µl/ml) alors que des doses élevées des différents herbicides racinaires testés (de la famille des amides et toluidines à 200 µl/ml) est nécessaire pour réduire la croissance de la bactérie.

En conclusion : le plus souvent les études écotoxiques portent uniquement sur les effets des PPP sur les microorganismes, sans étudier les conséquences indirectes sur les plantes et en particulier leur diversité. Bien que certains résultats soient contradictoires (voir par exemple avec le glyphosate/mycrohizes et le pyraclostrobine/rhizobactéries), les rares travaux qui abordent les effets des PPP sur les plantes à travers la réponse aux PPP des microorganismes symbiotiques associés aux racines, montrent généralement des effets négatifs des PPP, en particulier les fongicides à travers les mycorhizes et les insecticides et fongicides (dont le cuivre) à travers les rhizobactéries. Le glyphosate semble avoir des effets négatifs sur l'efficacité symbiotique des rhizobactéries.

Encadré 6-3. Les lichens indicateurs de contamination aérienne par bioaccumulation, mais sensibles aussi aux PPP (voir Chapitre 4).

Les lichens sont des organismes symbiotiques composés d'un champignon hétérotrophe (mycobionte) et d'une algue ou d'une cyanobactérie photosynthétique (photobionte). Ces organismes sont ubiquistes, on les observe sur des substrats aériens très divers (Figure 6-4), dans toutes les conditions environnementales possibles (arctiques à tropicales, Borgato *et al. (2020)* et près de 8 % des surfaces terrestres hébergent des lichens (Ahmadjian, 1995). Leurs rôles écologiques sont importants. Par exemple dans les écosystèmes forestiers, les lichens contribuent aux cycles de l'eau et des nutriments (en particulier les cyano-lichens fixateurs d'azote atmosphérique), et aux réseaux trophiques en procurant de la nourriture et des habitats variés aux animaux. Ils constituent ainsi une partie importante de la diversité de ces écosystèmes (Ellis, 2012). Les lichens sont des accumulateurs de contamination aérienne et édaphique et sont ainsi utilisés comme indicateurs biologiques en analysant les polluants dans leurs thalles. Ils ont la capacité d'indiquer des pollutions aériennes métalliques (Barre *et al.*, 2015) mais aussi des contaminations par des molécules organiques persistantes comme certains pesticides organochlorés (Herzig *et al.*, 2019). Une étude italienne a ainsi réalisé des transplantations de lichen pour estimer la dérive de glyphosate et la contamination en cuivre en contexte agricole (Lucadamo *et al.*, 2018). En association avec des mesures d'accumulation, leurs réponses physiologiques (principalement en lien avec la photosynthèse) ont été étudiées comme indicatrices de pollutions aériennes (Garty *et al.*, 2000). Leur diversité est aussi étudiée en réponse aux contaminations (Agnan *et al.*, 2017). Ainsi dans le cadre d'un biomonitoring au Brésil, Palharini *et al.* (2020) ont mis en évidence, en lien avec la dérive des pesticides, un effet bordure de zones naturelles entourées de zones agricoles sur la couverture, la composition spécifique et la diversité des lichens. Compte tenu de leur composition, il est reconnu que les lichens sont sensibles aux herbicides et fongicides (Vidergar-Gorjup *et al.*, 2001; Traba *et al.*, 2017), mais très peu d'études ont abordé directement les effets des pesticides sur la diversité des lichens. Une expérimentation sur des lichens édaphiques échantillonnés dans une centaine de parcelles en forêt boréale traitées au glyphosate ou au triclopyr (dose d'application en forêt: 1 à 3 kg de substance active/ha), montre un an après la pulvérisation que certaines espèces de lichens (parmi les plus abondantes) disparaissent : le glyphosate et le triclopyr ont ainsi réduit respectivement l'abondance de 40 % et 56 % des espèces de lichens (les lichens les plus sensibles étant les plus « chevelus ») (McMullin *et al.*, 2012). La même équipe avait obtenu antérieurement (Newmaster *et al.*, 1999) des CE_{50} (sur abondance des lichens et bryophytes) de 0,7 à 0,9 kg sa/ha pour le glyphosate et le triclopyr respectivement, 6 mois après l'application en forêt ; 2 ans après l'application des herbicides (1-1,5 kg sa/ha), la plupart des espèces n'avaient pas retrouvé leur abondance initiale (avant le traitement). Les auteurs ont mis de plus en évidence trois groupes écologiques quant à leur réponse aux herbicides : espèces pionnières tolérantes, espèces persistantes semi-tolérantes des forêts claires xérophiles, et espèces rares sensibles. Notons par ailleurs que l'effet négatif du glyphosate a été observé au laboratoire avec des doses agronomiques d'application (3,6 g/L) sur l'absorption de l'herbicide, la photosynthèse et les pigments, la respiration et l'intégrité cellulaire du lichen (Vannini *et al.*, 2015). McMullin *et al.* (2013) ont de plus confirmé sur un suivi à long terme (25 à 40 ans après perturbation) de la régénération des lichens en contexte de pratiques sylvicoles courantes dans le nord de l'Ontario, des effets négatifs du glyphosate et particulièrement du 2,4-D sur la biomasse et la diversité des lichens. McMullin *et al.* (2012; 2013) en concluent que l'application de ces herbicides pourrait impacter indirectement l'alimentation du caribou des bois pour qui les lichens sont source de nourriture importante. En contexte agricole, une étude réalisée en Roumanie sur deux types de vergers de pommiers gérés intensivement (application de fongicides, insecticides, acaricides) comparés à un verger non traité, montre que la richesse et la croissance des espèces de lichens épiphytes a été négativement impactée par la fréquence des traitements en pesticides (Bartok, 1999). Vidergar-Gorjup *et al.* (2001) confirment les effets négatifs de fongicides sur la photosynthèse d'un lichen en réalisant une expérimentation de transplantation dans un verger intensif de pommiers et par ailleurs en pulvérisant directement sur le lichen un fongicide (Score 250EC, substance active difénoconazole 0,045% de solution aqueuse).

Ces rares études suggèrent des effets des PPP sur la diversité des lichens dans différents contextes climatiques et agroforestiers, et questionnent sur les impacts directs et indirects de la disparition des lichens sur les écosystèmes et les services qu'ils fournissent. C'est une question que pose la récente revue d'Allen *et al.* (2019) sur les lichens d'Amérique du Nord. Compte tenu de l'insuffisance actuelle de données et d'études, les auteurs suggèrent que les conséquences de l'action ou de l'inaction en matière de conservation des lichens ne peuvent être mesurées que par le maintien de l'existence d'espèces individuelles, plutôt que par des gains ou des pertes quantifiables pour les écosystèmes et la société.

type de gestion des pelouses. Les auteurs ont montré que les pelouses soumises à une gestion privée, à une faible utilisation de pesticides et à un accès public limité présentaient la plus grande richesse et/ou un nombre d'espèces rares plus important ; et en particulier les espèces entomophiles se trouvaient principalement dans les pelouses privées fermées au public et sans utilisation de pesticides.

2.1.1.2. Milieux terrestres / microorganismes photosynthétiques

Les microalgues et les cyanobactéries terrestres sont des microorganismes photosynthétiques ubiquistes ; nous les retrouvons dans les premiers centimètres de tous types de sols, que ceux-ci soient cultivés ou non, en zones tempérées, tropicales, arides ou arctiques. Elles peuvent former des biofilms ou croûtes biologiques en surface des sols, constituant ainsi une première interface microbienne sol – atmosphère (Figure 6-4). En tant que producteurs primaires, les algues et cyanobactéries des sols agricoles produisent 100 à 390 kg C/ha/an ce qui correspond à environ 5% de la fixation de CO_2 réalisée par les plantes supérieures (Crouzet et Bérard, 2017). Elles sont abondantes (de 1×10^4 à 1×10^7 cellules/g_{sol}, Zancan *et al.* (2006)) et représentent environ 25% de la biomasse microbienne des sols agricoles (Abinandan *et al.*, 2019). Ces communautés sont très diversifiées (Djemiel *et al.*, 2020) : les microalgues eucaryotes sont principalement représentées par les Chlorophycées, Diatomées (Foets *et al.*, 2021), Xanthophycées, Chrysophycées, etc. et les cyanobactéries procaryotes par les Oscillatoriales, Nostocales, Chroococcales, etc. parmi lesquelles beaucoup sont filamenteuses. Certains groupes seraient spécifiques aux sols mais l'on retrouve aussi des groupes connus dans les milieux aquatiques (Berard *et al.*, 2005), ce qui suggère des échanges entre milieux aquatiques et terrestres. Citons de plus un milieu agricole terrestre connaissant des alternances de submersions et d'assèchements - la rizière – dans lequel les microalgues et particulièrement les cyanobactéries sont observées et étudiées en surface du sol émergé et immergé (Dash *et al.*, 2018; Singh *et al.*, 2018).

Ainsi que notre corpus bibliographique l'a montré, ces communautés microbiennes photosynthétiques pionnières des surfaces terrestres sont encore peu connues et peu étudiées. La récente revue d'Abinandan *et al.* (2019) confirme le peu de travaux consacrés à ces microorganismes phototrophes terrestres (par comparaison aux travaux sur les microorganismes bactériens et fongiques et fongiques des sols, ou à ceux sur les microorganismes phototrophes aquatiques). Cependant, notons que la grande majorité de ces quelques études concerne les enjeux de l'agriculture et de la protection des sols dégradés, et met ainsi en évidence leur intérêt écologique et en termes de services (Singh *et al.*, 2018; Abinandan *et al.*, 2019; Poveda, 2021). Les algues et les cyanobactéries terrestres participent -au travers des processus écologiques qui les impliquent- à un nombre important de fonctions écologiques, qui concernent la santé des sols et des plantes (régulation des cycles de nutriments et du carbone, limitation de l'érosion, stimulation de la germination et de la croissance des plantes, etc.), la biodiversité, les interactions trophiques et les habitats, ainsi que la régulation des échanges gazeux. Dans les rizières, les microalgues et cyanobactéries sont reconnues pour leurs effets bénéfiques vis-à-vis des cultures (apports de matières organiques et d'azote en particulier), au point qu'elles sont prises en compte dans les modèles de culture (Gaydon *et al.*, 2012). Ainsi certaines pratiques agricoles (sur diverses cultures, dont les rizières) et de restauration des sols (par exemple, après des traitements en pesticides : Hasting *et al.* (2014) utilisent l'inoculation par les algues et/ou cyanobactéries comme biofertilisants (e.g. Singh et Datta (2006), Kaushik *et al.* (2019)) et comme biostimulants (Santini *et al.*, 2021).

Effets des PPP : Certains PPP ont des effets directs négatifs sur les biomasses algales et cyanobactériennes. Ces effets sont observés au moyen de mesures de la quantité de chlorophylle *a*, de cultures et d'isolements, de dénombrements totaux, mais aussi de mesures de recouvrement de surfaces et de poids sec, et pour les cyanobactéries diazotrophes par des mesures de quantités d'azote fixé (Pipe, 1992; Crouzet *et al.*, 2013; Zaady *et al.*, 2013; Dash *et al.*, 2018).

Deux activités des communautés algales et cyanobactériennes des sols, mesurées dans certaines études, peuvent être impactées par les PPP : l'activité photosynthétique et l'activité nitrogénase (Bérard *et al.* (2004), Irisarri *et al.* (2001), Dash *et al.* (2018)).

Individuellement, et au même titre que pour les microalgues et cyanobactéries aquatiques, il existe une variabilité importante de sensibilité inter et intra spécifique des algues et cyanobactéries terrestres vis-à-vis des différents PPP (Pipe, 1992; Kasai, 1999; Singh et Datta, 2006)), ce qui induit des sélections et changements de structures taxonomiques de ces communautés soumises aux pressions toxiques des PPP. Ces changements ont été mis en évidence par quelques études expérimentales à l'aide de méthodes de dénombrement et de cultures, d'observations au microscope et plus récemment par chémotaxonomie (pigments) et biologie moléculaire (Pipe (1992), Megharaj *et al.* (2000; 2011), Bérard *et al.,* (2004), Crouzet *et al.* (2013; 2019), Joly *et al.* (2014)). Par exemple, les microalgues mixotrophes semblent moins sensibles aux herbicides inhibiteurs de la photosynthèse, mais plus sensibles aux fongicides (Crouzet et Bérard, 2017). Kasai *et al.* (1999) ont montré expérimentalement que des souches d'algues prélevées dans des rizières traitées aux herbicides (simetryne et pretilachlore), étaient plus tolérantes à ces substances (par rapport à une rizière témoin non traitée). Une étude de Singh et Datta (2006) sur des souches de cyanobactéries soumises au laboratoire à différents herbicides (arozin, butachlore, alachlore, 2,4-D), a montré que la souche la plus tolérante provenait d'une rizière cultivée, alors que ce n'était pas le cas de celle qui était la plus sensible. Cette résistance aux herbicides est, depuis quelques années, étudiée chez les cyanobactéries diazotrophes pour isoler des souches, voire créer des organismes génétiquement modifiés dans le but d'exploiter ces cultures d'organismes comme biofertilisants en rizières conventionnelles (Singh et Datta, 2006; Abinandan *et al.*, 2019). Notons que ce type de travaux se développe aussi pour les microorganismes symbiotiques des plantes, afin de sélectionner des souches de rhizobactéries résistantes aux PPP, comme biostimulants utilisables en agriculture conventionnelle (voir Encadré 6-2).

Parallèlement, des études de terrain qui comparent des pratiques agricoles différentes (par ex. bio/conventionnel, prairies/cultures), suggèrent des effets négatifs des applications de PPP sur la biomasse, la structure et la diversité des communautés algales et cyanobactériennes terrestres (Zancan *et al.* (2006), Heger *et al.* (2012), Lin *et al.* (2013), Crouzet *et al.*,(2019)). Inversement, la déstructuration de la composition des communautés algales par les herbicides, peut non seulement favoriser le développement de cyanobactéries tolérantes, mais aussi modifier leur profil métabolique favorisant la production de toxines. Ceci a été observé en milieu aquatique et dans le cadre d'expérimentations contrôlées (revue de Brêda-Alves *et al. (2021)*), il est donc possible que ces phénomènes puissent advenir en rizière, avec des conséquences néfastes sur la croissance et la phytoaccumulation par le riz de ces toxines dangereuses pour l'alimentation humaine (Maity *et al.*, 2021), comme cela a aussi été observé sur des cultures irriguées avec des eaux contaminées par des phycotoxines (toxines provenant d'algues ou de cyanobactéries) (Gartner *et al.*, 2021).

Une étude au champ (comparaison de cultures conventionnelle et biologique de maïs) a suggéré les effets directs de l'herbicide atrazine sur les communautés algales terrestres à travers la chute de la biomasse chlorophyllienne, et de l'activité photosynthétique (incorporation du ^{14}C et fluorescence *in vivo de la chlorophylle a*) des échantillons de sols après la période d'application de l'herbicide ; ainsi qu'à travers la différence de structure taxonomique des communautés des diatomées échantillonnées dans les sols des deux systèmes de cultures. Ces effets de l'herbicide sur les communautés algales terrestres, ont de plus été confirmés par la méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) appliquée à l'activité photosynthétique et montrant une tolérance accrue à l'atrazine des communautés échantillonnées dans le champ d'agriculture conventionnelle par rapport au champ d'agriculture biologique (Berard *et al.*, 2004).

2.1.1.3. Milieux eaux douces / microorganismes photosynthétiques et macrophytes

Les producteurs primaires en eaux douces couvrent une grande diversité d'organismes, microscopiques unicellulaires (solitaires ou coloniaux, représentant divers groupes taxonomiques) à pluricellulaires (macrophytes). Ces végétaux peuvent vivre flottants (phytoplancton, hydrophytes) ou fixés à un substrat, généralement dans les zones riveraines (biofilms, hélophytes - Figure 6-6).

On regroupe sous le terme macrophytes l'ensemble des producteurs primaires aquatiques visibles à l'œil nu. Les macrophytes appartiennent à différents groupes botaniques et phylogénétiques : phanérogames, bryophytes, algues macroscopiques, etc. Les communautés de macrophytes sont quasi systématiquement décrites comme subissant des dégradations liées aux activités humaines (PPP, fertilisation (induisant une eutrophisation/

dégradation du milieu) ; Beets *et al*. (2020)). Les effets de PPP peuvent être directs (dans le cas des herbicides par ex.) mais aussi indirects, liés notamment aux effets d'ombrage. Les organismes consommateurs de phytoplancton pouvant être fortement impactés par des PPP, la non régulation des populations de phytoplancton (d'après Schock *et al.* (2014),) se traduit par un développement en surface, ce qui réduit la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau et ainsi l'accès à la lumière pour les végétaux benthiques, inhibant par conséquent leur activité photosynthétique et leur croissance. La structure des communautés de macrophytes peut avoir une forte influence sur les communautés d'invertébrés et de poissons. Les impacts des PPP peuvent donc être multiples avec des effets directs, indirects, cibles et non cibles (d'après Schock *et al.* (2014), Tazunoki *et al.* (2022), Ito *et al.* (2020)).

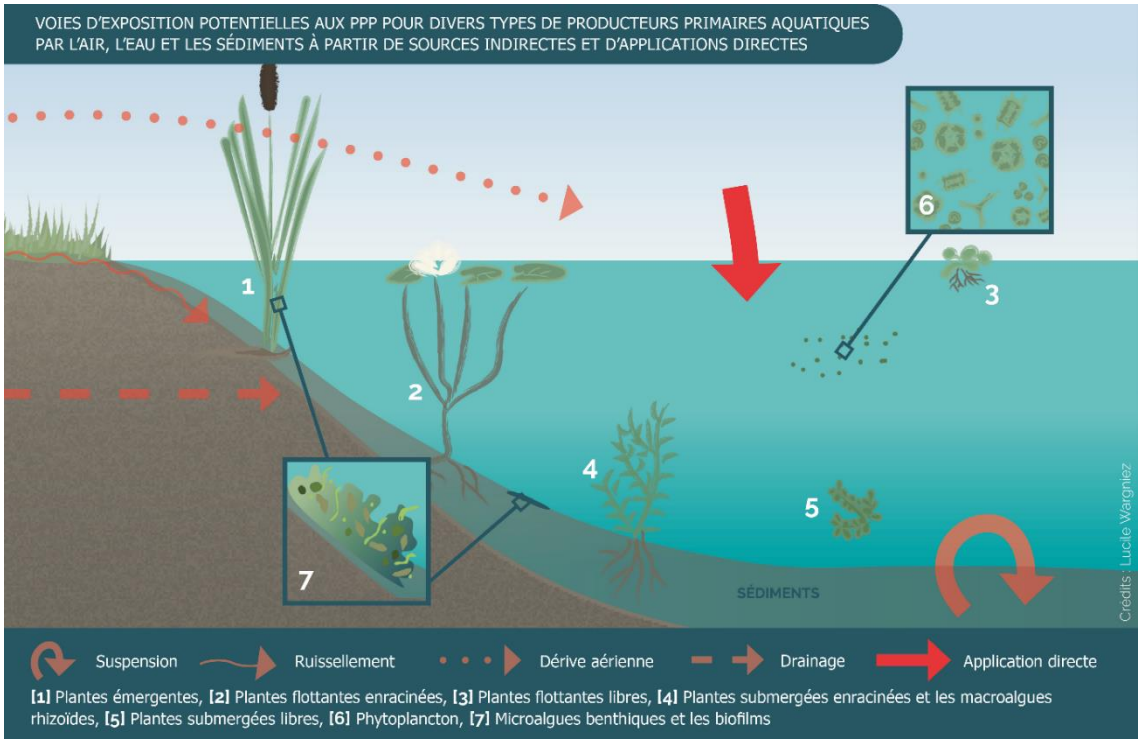


Figure 6-6. Voies d'exposition potentielles aux PPP pour divers types de producteurs primaires aquatiques par l'air, l'eau et les sédiments à partir de sources indirectes et d'applications directes. Les formes de croissance représentées sont [1] les plantes émergentes, [2] les plantes flottantes enracinées, [3] les plantes flottantes libres, [4] les plantes submergées enracinées et les macroalgues rhizoïdes, [5] les plantes submergées libres, [6] le phytoplancton et [7] les microalgues benthiques et les biofilms (modifié d'après Vonk et Kraak (2020)).

Les effets des PPP sur la biodiversité des producteurs primaires en milieu aquatique continental ont majoritairement été étudiés sur les communautés microbiennes se développant sous forme de biofilms (périphyton, épiphyton) ou sous forme libre dans l'eau (phytoplancton), devant les communautés de macrophytes. Dans ces études, les expositions sont généralement exprimées en concentrations massiques de substances actives (de la centaine de ng/L à quelques mg/L, selon les études), parfois en concentrations molaires (en général de l'ordre des nM). Pour les communautés microbiennes, les études d'impact vis-à-vis du groupe spécifique des diatomées dominent, probablement en lien avec l'utilisation de ces organismes en bio-indication (Coste *et al.*, 2009; Pesce *et al.*, 2021) ; voir aussi Encadré 6-5). La très grande majorité des effets analysés dans le corpus bibliographique disponible concerne des impacts directs des PPP sur les communautés végétales aquatiques, toutefois quelques travaux rapportent des effets indirects liés à des modifications dans les relations entre organismes de la communauté (facilitation, compétition) ou des producteurs primaires avec les niveaux trophiques supérieurs (modification de la pression de broutage).

Concernant les communautés de microorganismes, les impacts des PPP sont généralement évalués par une combinaison de descripteurs de biomasse, taxonomiques et/ou physiologiques. Les évaluations de biomasse, réalisées dans ⅔ des études considérées, se font généralement au travers de la mesure de la concentration en

chlorophylle *a* ou la mesure du poids sec (ou de la fraction organique du poids sec, masse sèche sans cendres). Les indicateurs taxonomiques sont utilisés dans plus de 50% des travaux, ils peuvent être grossiers (distribution des groupes algaux sur la base de la fluorescence de la chlorophylle *a*) ou spécifiques (détermination de la structure de la communauté par identification en microscopie, quantification HPLC des pigments photosynthétiques ou analyses de biologie moléculaire). Les atteintes à la physiologie (40% des études) ciblent majoritairement la photosynthèse, en cohérence avec le grand nombre de travaux s'intéressant à l'impact de substances à mode d'action herbicide, souvent des inhibiteurs des photosystèmes I et II. Toutefois, certaines études s'intéressent également à la production primaire (par exemple Perez *et al.* (2007)), la respiration (Murdock *et al.*, 2013), l'induction de stress oxydant (Smedbol *et al.*, 2018), la synthèse de protéines, acides gras ou carbohydrates, et l'incorporation de nutriments (cités par exemple dans Debenest *et al.* (2010)). Après une exposition chronique, l'acquisition de tolérance des communautés aux contaminants peut être caractérisée, en utilisant l'approche PICT (voir Partie II - Annexe sur la méthode PICT).

Le choix des descripteurs d'effet étudiés est généralement adapté à la temporalité de l'exposition aux PPP : les descripteurs physiologiques permettent généralement de mettre en évidence une toxicité à court terme, alors que les impacts sur la biomasse, ou des changements dans la composition taxonomique, s'opèrent généralement pour une durée plus longue d'exposition (Sabater *et al.*, 2007).

Généralement les études de terrain, en particulier les plus récentes, considèrent les effets sur la biodiversité de mixtures environnementales complexes, alors qu'au début des années 2000, le focus des travaux était limité à la substance majoritaire dans le mélange, suspectée d'expliquer la plus grande part de toxicité observée (voir en particulier les travaux sur le diuron : Dorigo *et al.* (2007; 2009), Montuelle *et al.* (2010), Pesce *et al.* (2016)). Ce choix peut aisément se justifier compte tenu des résultats obtenus par exemple par Stenström *et al.* (2021) avec l'espèce modèle *Pseudokirchneriella subcapitata*, qui indiquent que l'effet d'un mélange de pesticides est souvent expliqué par un nombre réduit de pesticides sur une espèce, ou dans l'expérience de Kim Tiam *et al*. (2014a) utilisant des biofilms naturels. Les études conduites en laboratoire ciblent généralement un composé ou des mélanges simples, toutefois sur la dernière décennie quelques travaux ont évalué la réponse de biofilms exposés à des mélanges complexes de pesticides recomposés (Kim Tiam *et al.* (2014b), Relyea (2009)) ou extraits d'échantillonneurs intégratifs passifs (Foulquier *et al.* (2015), Kim Tiam *et al.* (2014b), Morin *et al.* (2012b)).

Les travaux visant à évaluer l'écotoxicité du cuivre sont plus nombreux, et couvrent des études en conditions contrôlées comme des suivis de terrain. En plus des descripteurs d'impact décrits ci-dessus pour les PPP organiques, ces études ont permis de caractériser la sensibilité ou la tolérance de différents taxons (ou traits) de microalgues (Masmoudi *et al.*, 2013). Par ailleurs, elles mobilisent fréquemment des approches PICT (voir Partie II, Annexe sur la méthode PICT) permettant de déterminer des CE_{50} associées à cet élément trace métallique à l'échelle de la communauté, pour une exposition aiguë (Blanck, 2002), pour caractériser la tolérance globale de la communauté à cet élément. Au niveau intra spécifique, on peut citer l'exemple de l'étude de Roubeix *et al.* (2012b) qui a démontré une tolérance au cuivre 40% plus élevée chez les clones d'une diatomée (*Encyonema neomesianum*) isolée en aval d'un cours d'eau contaminé par le cuivre en comparaison à celle de clones isolés de l'amont (qui étaient donc plus sensibles à cette substance).

Concernant les macrophytes, une forte variabilité des effets en fonction des molécules et des espèces étudiées est rapportée dans la littérature. Si globalement un effet négatif des molécules herbicides sur les macrophytes est constaté (Baker *et al.* (2014), Gorzerino *et al.* (2009), Hashimoto *et a*l. (2019), Forsyth *et al.* (1997), Wu *et al.* (2005)), certains travaux indiquent des effets qui sont soit limités (Davies *et al.*, 2003; Hashimoto *et al.*, 2019), soit transitoires (King *et al.*, 2016), voire inexistants (Tazunoki *et al.*, 2022) en fonction des conditions expérimentales (type de molécules herbicides, espèces végétales, etc.). Les études sont généralement réalisées en conditions expérimentales (mésocosmes – microcosmes Wendt-Rasch *et al.* (2003)), mais des travaux de terrain sont aussi mis en place pour mesurer les effets en fonction des différentes communautés présentes (Kulesza *et al.*, 2008; Tazunoki *et al.*, 2022). Les interactions avec des variables du milieu (température de l'eau, hauteur d'eau) et la difficulté à quantifier finement les concentrations en PPP, peuvent expliquer la préférence pour des situations

expérimentales mieux contrôlées. Les PPP peuvent avoir des effets négatifs sur les différentes catégories de macrophytes (voir Figure 6-6) : les plantes émergentes (Schock *et al.*, 2014), les plantes flottantes enracinées (Forsyth *et al.*, 1997) ou les plantes flottantes libres (Gorzerino *et al.*, 2009) et les Bryophytes (Wu *et al.*, 2005).

D'un point de vue méthodologique (Cedergreen et Streibig, 2005), la mise en évidence de leur toxicité pour les macrophytes aquatiques est complexe et difficilement généralisable (par ex., variations d'une molécule à l'autre à l'intérieur même d'une famille chimique d'herbicides). Peu d'herbicides sont toxiques pour les macrophytes à des concentrations de 1 µg/L (comparable à certaines valeurs élevées détectées dans les environnements aquatiques, voir Chapitre 4) mais des synergies entre molécules ne sont pas à exclure (Cedergreen et Streibig, 2005).

L'effet négatif d'une même molécule herbicide peut varier suivant les espèces de macrophytes y compris dans des conditions environnementales identiques (Forsyth *et al.*, 1997; Schock *et al.*, 2014), et ainsi modifier la composition d'une communauté en affectant préférentiellement certains taxons. La persistance et le type de molécules considéré (Forsyth *et al.*, 1997; Davies *et al.*, 2003) sont aussi des facteurs importants de variation. Les doses utilisées en situations expérimentales vont du µg/l au mg/l en fonction de la molécule étudiée. Par ailleurs, une des voies de contamination, susceptible d'impacter les macrophytes "enracinés" est le sédiment (Vonk et Kraak, 2020), comme l'ont montré Machate *et al.* (2021) sur des communautés de macrophytes dans des lacs contaminés par des antifouling algicides (irgarol et diuron).

Les conséquences de l'utilisation des molécules herbicides ne se limitent pas aux communautés macrophytiques mais peuvent aussi concerner les communautés liées à ces végétaux (habitat) comme dans le cas de communautés d'invertébrés (Schock *et al.*, 2014). Après un apport de glyphosate (2,88 mg sa en équivalent acide/L et 0,21 mg sa en équivalent acide/L) dans une expérimentation *in situ* (zone humide au Canada cloisonnée sur plusieurs mois), Baker *et al.* (2016) observent au bout de plusieurs semaines (après disparition du glyphosate dans l'eau) une augmentation de biomasse et de diversité du zooplancton, concomitante avec la réduction de couverture des macrophytes (Baker *et al.*, 2014). Ils émettent comme hypothèse, un effet indirect de la réduction de couverture des macrophytes induite par l'herbicide, elle-même à l'origine d'une réduction de la pression de prédation sur le zooplancton par les macroinvertébrés chassant à l'affut sur ces macrophytes (voir Chapitre 10). Ito *et al.* (2020) montrent que sur une quinzaine d'années, l'usage intensif de pesticides (dont des herbicides) a affaibli les macrophytes et a modifié la diversité spécifique des communautés d'odonates. Cet effet indirect d'un herbicide sur les odonates, à travers l'impact direct sur les macrophytes, a été observé en mésocosmes extérieurs (Hashimoto *et al.*, 2019). Dans des zones fortement polluées (Espagne), les dégâts causés par l'ensemble des polluants dont les herbicides sont la cause de réduction majeure de la diversité allant des communautés végétales macrophytiques jusqu'aux communautés d'oiseaux (Manosa *et al.*, 2001).

Des travaux plus anciens (Hester *et al.*, 1989) sur l'effet de traitements anti-moustiques n'ont pas montré d'effets de l'insecticide larvicide (Arosurf MSF) sur les populations de macrophytes non cibles. Toutefois des effets mélanges ont été observés (Hashimoto *et al.*, 2019) avec des effets plus importants sur la communauté de macrophytes (baisse de l'abondance totale mesurée par recouvrement des différentes espèces de macrophytes) induits par un mélange insecticide (fipronil) + herbicide (pentoxazone - HRAC 14 - molécule non homologuée en France) (diminution de l'abondance en macrophytes de 51% par rapport au témoin sans PPP) que par l'herbicide seul (diminution de l'abondance en macrophytes de 25% par rapport au témoin sans PPP) (les concentrations testées correspondaient à la dose appliquée en riziculture japonaise). Enfin, une étude en mésocosmes a montré que le metsulfuron méthyle (20µg sa/L) avait induit une augmentation de biomasse et un changement de composition d'espèces de périphyton poussant sur les feuilles d'un macrophyte (*Myriophyllum spicatum*). Les auteurs expliquent ces changements par un effet indirect de l'herbicide : ils ont observé que l'exposition au metsulfuron-méthyle avait inhibé les macrophytes et suggèrent que cette exposition à l'herbicide a probablement induit une fuite des nutriments des feuilles des macrophytes, ce qui aurait favorisé une croissance accrue des microalgues (Wendt-Rasch *et al.*, 2003).

Conséquences de l'utilisation des PPP dans la lutte contre les plantes envahissantes des écosystèmes aquatiques : La gestion de la jacinthe d'eau *Eichhornia crassipes*, espèce envahissante des zones tropicales à tempérées fait appel à l'utilisation d'une large gamme de molécules herbicides (diquat à 1,1 g sa/ha ; 2,4-D à 2130

g sa/ha ; imazamox à 289 g sa/ha, etc.). En milieu aquatique, ces pratiques de gestion de telles espèces envahissantes (*E. crassipes* et *Pistia stratiotes*) ont des effets collatéraux sur les espèces natives voisines, comme dans le cas de *Paspalidium geminatum*, une plante indigène de Floride (Beets *et al.*, 2020) qui est une espèce importante dans le fonctionnement des réseaux trophiques. Toutefois, les molécules herbicides, lorsqu'elles sont détectées dans l'eau, ne semblent pas être les seules impliquées dans la dégradation des communautés végétales aquatiques, bien qu'elles contribuent à leur affaiblissement général. De même, la gestion chimique des espèces envahissantes (gestion de Potamogeton crispus en milieu lacustre) avec la molécule herbicide endothall (HRAC 31, substance non approuvée en Europe ; 0,75-1,00 mg sa/L), ne serait pas responsable de dégâts significatifs sur les espèces voisines (Jones *et al.*, 2012). De même, dans une zone humide lacustre (embouchure de rivière), la gestion de Phragmites communis avec du glyphosate (30% d'une solution à 480 g/l) ne semble pas avoir eu d'effets significatifs négatifs sur les communautés végétales et animales aquatiques (Kulesza *et al.*, 2008). Aux Etats Unis d'Amérique, Sesin *et al.* (2021) propose une stratégie d'utilisation des herbicides pour éliminer les plantes envahissantes tout en tentant de limiter les effets non intentionnels en appliquant le traitement à une dose toxique pour l'espèce envahissante, mais tolérée par les espèces des communautés non ciblées. Cette stratégie n'est plus envisageable en France.

2.1.1.4. Milieux marins / microorganismes photosynthétiques et macrophytes

Les producteurs primaires marins regroupent des organismes très variés allant des cyanobactéries aux arbres des mangroves, en passant par les microalgues, organismes unicellulaires eucaryotes, et les macroalgues. D'importance écologique majeure, les producteurs primaires océaniques sont responsables de 46,2% de la production primaire carbonée nette à l'échelle de la biosphère (Field *et al.*, 1998), alors qu'ils ne représenteraient que 0,2% de la biomasse globale des producteurs primaires sur la planète (Field *et al.*, 1998). Une fraction de ces organismes, les cyanobactéries fixatrices d'azote, est également à l'origine d'environ un tiers de la fixation d'azote atmosphérique annuelle (Fowler *et al.*, 2013), qui contribue à alimenter le cycle biogéochimique de l'azote sur terre. Parmi les producteurs primaires marins qualifiés de microorganismes, sont regroupées les microalgues (eucaryotes unicellulaires) et les cyanobactéries (procaryotes unicellulaires). Ces microorganismes appartiennent à différents groupes désignés selon leur mode de vie : ainsi, le phytoplancton correspond aux microorganismes photosynthétiques planctoniques, soumis aux mouvements des masses d'eau, quand le microphytobenthos correspond à ceux qui se développent dans les premières couches du sédiment, et le périphyton à ceux qui se développent sur les substrats immergés (roches, coquillages, etc.). Ces microorganismes sont également caractérisés par une grande diversité, encore partiellement méconnue. Ainsi, le phytoplancton marin comprend des organismes appartenant aux deux grands domaines des bactéries et eucaryotes, et sont répartis au sein de cinq des huit super-groupes d'eucaryotes représentés par Baldauf (2008). À titre de comparaison, les plantes terrestres sont représentées dans un seul de ces super-groupes. Les cellules phytoplanctoniques, qui mesurent de 0,4 µm à 200 µm, peuvent être retrouvées depuis la surface de l'eau jusqu'à 200 m de profondeur dans les eaux les plus transparentes au rayonnement solaire, avec des représentants principaux parmi les diatomées, les dinoflagellés et les haptophytes au niveau des plateaux continentaux, ces derniers parfois responsables d'efflorescences dans les eaux tempérées et polaires (Simon *et al.*, 2009). Ils sont généralement les plus représentés dans le nano- (2-20 µm) et le microplancton (20-200 µm). En haute mer, ce sont des petits eucaryotes du picoplancton (0,2-2 µm) qui dominent, tels que les chlorophytes et les cyanobactéries notamment (Simon *et al.*, 2009). La diversité du phytoplancton marin était estimée à moins de 5000 espèces à la fin du XX^{e} siècle (Sournia *et al.*, 1991), sur la base de critères morphologiques, mais les récentes analyses de métagénomique apportées par les expéditions Tara Océan ont permis de découvrir plusieurs milliers de nouvelles unités taxonomiques opérationnelles (OTUs), témoignant d'une diversité encore inconnue (de Vargas *et al.*, 2015). Ainsi, près de 8000 OTUs[4] correspondant à des dinophycées ont été relevées, quand moins de 2000 espèces sont décrites à l'heure actuelle.

[4] Le terme OTU désigne un ensemble d'organismes, généralement non cultivés ou non identifiés, regroupés sur la base de la similarité de la séquence d'ADN d'un gène donné, qui sert de marqueur taxonomique Blaxter, M.; Mann, J.; Chapman, T.; Thomas, F.; Whitton, C.; Floyd, R.; Abebe, E., 2005. Defining operational taxonomic units using DNA barcode data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360 (1462): 1935-1943. https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1725. En écologie microbienne, le terme OTU est

La diversité des organismes photosynthétiques marins, ainsi que la variété des habitats et des contextes (Figure 6-7), en font des cibles plus ou moins exposées à la contamination par les PPP qui parviennent jusqu'aux estuaires et au milieu marin. Ils jouent un rôle majeur au niveau écologique, en tant que producteurs primaires (pour le carbone et l'azote principalement), à la base des réseaux trophiques estuariens et marins (Fonctions écosystémiques 1-Régulation des échanges gazeux, 7-Production et apport de matières organiques, 8-Régulation des cycles de nutriments) mais également par de nombreux et divers effets sur la structuration des habitats et écosystèmes (Fonctions écosystémiques 3-Résistance aux perturbations, 9-Formation et maintenance de la structure des sols et sédiments, 11-Fourniture et maintien de la biodiversité et interactions biotiques, 12- Fourniture et maintien des habitats et biotopes). Par exemple, les mangroves agissent physiquement sur les traits de côte et constituent des habitats majeurs pour les cycles de vie des poissons marins (e. g. Saintilan *et al.* (2020), les macroalgues comme le kelp structurent de nombreux habitats côtiers tempérés (e.g. Teagle *et al.* (2017)), les biofilms photosynthétiques contribuent au fonctionnement et à la stabilisation des sédiments meubles côtiers (e.g. Gerbersdorf *et al.* (2020)) et les symbiontes photosynthétiques sont à la fois nécessaires à la croissance des récifs coralliens mais également à leur résilience face aux changements globaux (e.g. Buerger *et al.* (2020)). Il est donc crucial d'évaluer les effets toxiques directs et/ou indirects que peuvent avoir sur eux les PPP dans le but de mieux comprendre et préserver le fonctionnement des écosystèmes qui en dépendent.

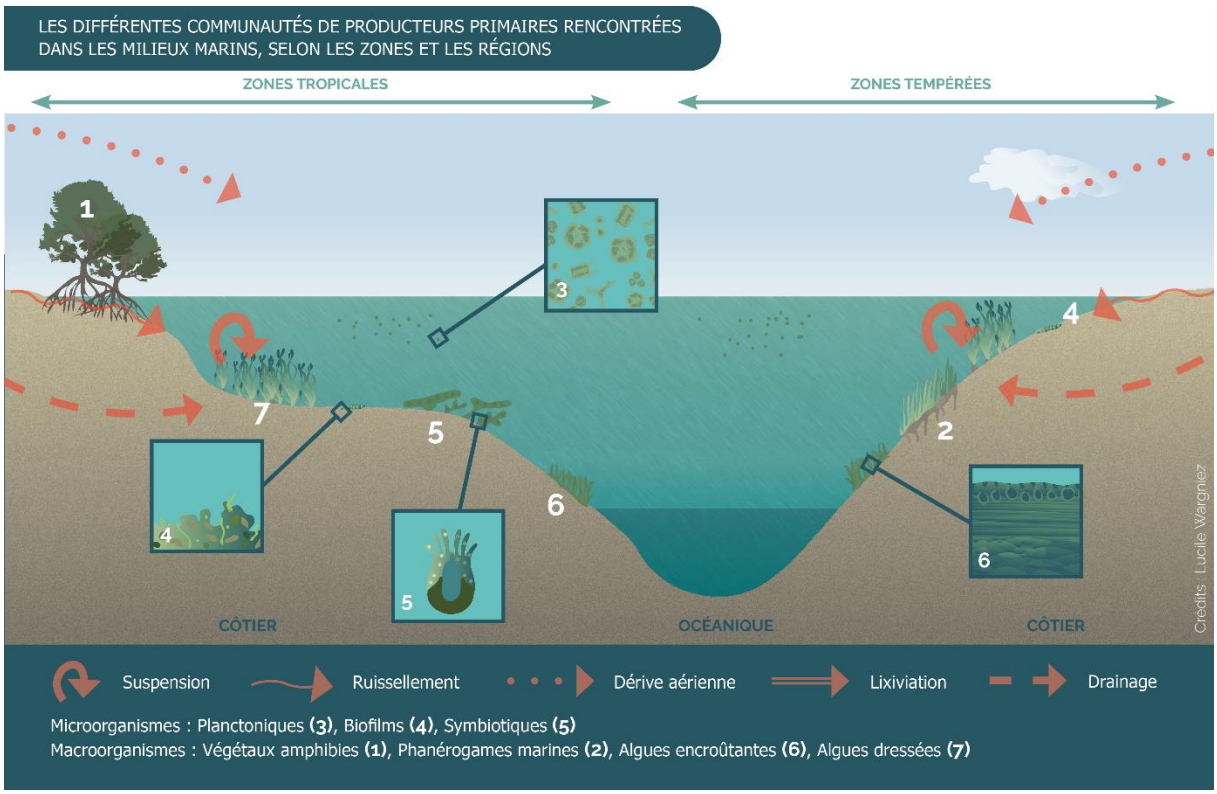


Figure 6-7. Les différentes communautés de producteurs primaires rencontrées dans les milieux marins, selon les zones (côtier/océanique) et les régions (tropicales, tempérées, polaires) et susceptibles d'être impactées par les PPP.

Macroorganismes : végétaux amphibies (mangroves, 1), phanérogames marines (2), algues encroûtantes (6) et dressées (7). **Microorganismes** : planctoniques (3), biofilms (4), symbiotiques (5). **Fonctions globales** (voir section 2.2) : cycles de C et N (photosynthèse, dégagement d'O_2, consommation CO_2, incorporation N_2, export de matière organique) (F1 : régulation des échanges gazeux, F7 : production et apport de matière organique). Fonctions ingénierie : systèmes racinaires des mangroves, constructions récifales, production d'habitats, stabilisation des sédiments, construction du trait de côte (F3 : résistance aux perturbations, F9 : formation et maintenance de la structure du sédiment, F12 : production et maintien des habitats et biotopes).

fréquemment utilisé comme un équivalent du concept d'espèce, en raison de l'absence de système de classification chez les bactéries et les archaea. Les OTUs sont l'unité de mesure la plus communément utilisée pour quantifier la biodiversité microbienne.

En l'absence d'étude identifiée dans les bases documentaires s'appliquant spécifiquement aux modèles de producteurs primaires marins d'outre-mer, on peut considérer comme pertinentes toutes références consacrées 1) aux écosystèmes méditerranéens ; 2) aux écosystèmes tropicaux et subtropicaux comparables à ceux des ROM-COM (régions, départements et communautés de l'outre-mer français) ; et 3) aux interactions entre effets des PPP et augmentation de la température sur la toxicité observée. Les résultats issus de ces travaux peuvent illustrer les effets des PPP sur la biodiversité des producteurs primaires dans des écosystèmes marins similaires en termes d'environnement climatique et dont les communautés vivantes présentent des analogies probables. D'une manière générale, il faut rappeler que l'évaluation du risque associé aux PPP pour les milieux tropicaux et subtropicaux souffre d'un déficit de modèles biologiques et d'études spécifiques, une situation illustrée de façon exemplaire dans le contexte de la Grande Barrière de Corail australienne (Holmes, 2014). La plupart des travaux publiés au XXIe siècle concernent les herbicides et principalement les triazines et urées substituées. Les deux molécules les plus étudiées sont l'irgarol 1051 et le diuron, du fait de leur utilisation comme additifs dans les peintures antifouling et de la contamination directe du milieu marin qui en découle.

Microorganismes photosynthétiques marins

D'une manière générale, relativement peu d'études réalisées dans le but d'évaluer la toxicité de PPP sur des communautés naturelles de microorganismes photosynthétiques marins, s'intéressant explicitement aux effets sur la biodiversité, ont pu être recensées. La majorité des articles de bibliographie relevés concerne les herbicides, mais quelques références abordent tout de même le cas des fongicides et insecticides. Les expositions sont exprimées dans la majorité des cas en concentrations massiques de substances actives (de la centaine de ng/L à quelques mg/L, selon les études), parfois en concentrations molaires (en général de l'ordre des nM). Lorsque les formulations commerciales sont testées, les concentrations d'exposition sont exprimées en équivalents substances actives.

Insecticides

Ainsi, lors d'une étude réalisée en mésocosmes en laboratoire, des communautés microbiennes naturelles de périphyton estuarien, colonisées sur des substrats, ont été exposées pendant 72 h à des concentrations des insecticides endosulfan ou chlorpyrifos, présentées par les auteurs comme réalistes du point de vue environnemental (1 et 10 µg/L) (DeLorenzo *et al.*, 1999b). Les auteurs ont mis en évidence un effet apparemment direct de l'endosulfan à 10 µg/L avec une diminution significative du biovolume des phototrophes à partir de 24 h d'exposition, associé à une disparition de certains taxons parmi lesquels des cyanobactéries, révélant une toxicité inattendue de l'insecticide sur ces dernières. L'abondance des bactéries hétérotrophes ayant également été diminuée, il se peut que l'endosulfan soit délétère pour les procaryotes d'une manière générale. Quant au chlorpyrifos, une diminution de la concentration en chlorophylle *a* (proxy de la biomasse des producteurs primaires photosynthétiques) à partir de 24 h ainsi qu'une diminution du biovolume entre 8 et 48 h d'exposition à 10 µg/L, sont interprétées par les auteurs comme des effets indirects faisant suite à des atteintes au niveau des protozoaires présents dans les communautés.

Aucune autre étude n'ayant été relevée sur les insecticides et les communautés naturelles, il semble donc difficile de tirer des conclusions sur les impacts de ce type de substances dans les écosystèmes marins.

Fongicides

Concernant les fongicides, de la même manière peu de références sont ressorties. Seront distinguées les études portant sur les fongicides organiques de celles traitant du cuivre.

Travaillant sur des communautés microbiennes naturelles côtières en microcosmes *in situ*, Stachowski-Haberkorn *et al.* (2009) ont exposé celles-ci au fongicide époxiconazole en formulation commerciale Opus, à 1, 10 et 100 µg/L de substance active pendant 12 jours. Les auteurs ont mis en évidence des effets significatifs sur les communautés photosynthétiques exposées à une concentration nominale de 100 µg/L (44 µg/L analysés), largement supérieure à celles rencontrées dans l'environnement côtier. Ainsi, une forte augmentation (+260%) de l'abondance des cyanobactéries du genre *Synechococcus* a été notée en même temps qu'une quasi-disparition des prasinophytes,

une augmentation significative de la chlorophylle a (proxy de la biomasse photosynthétique), et une modification des profils pigmentaires. Enfin, une modification des empreintes génétiques eucaryotes a également été notée, de même qu'après exposition à 10 µg/L, sans que les auteurs puissent identifier les organismes concernés, ceux-ci pouvant être hétérotrophes et/ou autotrophes. Ici, les microcosmes étant constitués de la communauté microbienne dans son ensemble, il est impossible de déterminer si l'apparente sensibilité des prasinophytes ainsi que le développement brutal des cyanobactéries sont des effets directs induits par la toxicité du fongicide, ou indirects, liés à une modification des phénomènes de compétition et/ou de prédation. L'analyse de profils pigmentaires a également été utilisée dans le cadre d'une étude portant sur du périphyton marin transplanté en microcosmes en laboratoire et exposé à trois fongicides, individuellement, pendant 96 h : le chlorothalonile, le dichlofluanide et le tolylfluanide (Ohlauson et Blanck, 2014). Les auteurs ont observé des modifications des profils pigmentaires des communautés, accompagnées d'une diminution de la biomasse (concentration en chlorophylle *a*), à partir de 85 µg/L de chlorothalonile, ce qui n'est pas une concentration réaliste du point de vue environnemental. Les auteurs interprètent cela comme un effet indirect intervenant en premier lieu sur les brouteurs. Quant aux deux autres substances, les effets ne sont apparus qu'à partir de 810 µg/L (dichlofluanide) et 2700 µg/L (tolylfluanide), laissant penser que les communautés de périphyton ne seraient pas particulièrement sensibles à ces composés dans les conditions expérimentales testées. À l'opposé, en utilisant la chlorophylle *a* comme proxy pour mesurer la croissance de biofilm marin naturel sur 72 h d'exposition en laboratoire, Arrhenius *et al.* (2014) ont déterminé, pour le tolylfluanide, une CE_{10} de 5,4 [2,7-11] nM, soit 1,88 [0,94-3,82] µg/L et une CE_{50} de 65 [44-100] nM, soit 22,6 [15,3-34,7] µg/L. Ces concentrations seuils sont inférieures de deux à trois ordres de grandeurs à celle déterminée par Ohlauson et Blanck (2014). Ainsi, dans un cas le tolylfluanide commence à produire des effets significatifs à des concentrations réalistes du point de vue environnemental, de l'ordre du µg/L (Arrhenius *et al.*, 2014), quand dans l'autre cette substance pourrait apparaître comme « sans risque » pour les communautés de périphyton marin (Ohlauson et Blanck, 2014). Cela illustre la variabilité des résultats pouvant être obtenus pour une même substance, ici en comparant deux études réalisées par la même équipe, avec des communautés issues du même site naturel. Cette variabilité de réponse peut être d'origine biologique (composition spécifique et abondance des communautés faisant l'objet des expérimentations), physico-chimique (composition du milieu environnant des communautés), ou provenir de biais expérimentaux, entre autres. Ainsi, l'intégration du réalisme environnemental dans les systèmes expérimentaux peut se faire au détriment de la capacité à conclure fermement sur la toxicité d'une substance pour une composante donnée d'un écosystème et sur les seuils de réponse : les communautés naturelles, tout comme l'environnement qui les abrite, ne peuvent pas être standardisés (voir section 2.3).

Fongicides – le cas particulier du cuivre

En tant que fongicide utilisé en agriculture, le cuivre a également fait l'objet d'une recherche bibliographique : quelques études ont été recensées, évaluant la toxicité de cet élément trace métallique naturellement présent dans la croûte terrestre sur les microorganismes photosynthétiques marins.

Dans l'étude citée précédemment portant sur des communautés naturelles de périphyton marin exposées en laboratoire, Arrhenius *et al.* (2014), en utilisant la chlorophylle *a* pour mesurer la croissance du biofilm, ont déterminé, pour le cuivre, une CE_{10} de 550 [480-630] nM, soit 34,9 [30,5-40] µg/L et une CE_{50} de 1100 [920-1300] nM, soit 69,9 [58,4-82,6] µg/L. Le cuivre est ici relativement peu toxique pour les microalgues, la CE_{10} étant largement au-dessus des concentrations environnementales. Au contraire, d'autres études mettent en évidence une sensibilité plus marquée des communautés naturelles de microorganismes photosynthétiques marins, et ce à des concentrations plus faibles, proches ou dans la limite haute de celles retrouvées en milieu naturel. Ainsi, De la Broise et Palenik (2007) ont montré une modification des communautés de phytoplancton naturel en microcosmes *in situ* après leur exposition à 2,5 µg/L de cuivre : une chute drastique de l'abondance des cyanobactéries du genre *Synechococcus* a été relevée alors que celle des picoeucaryotes photosynthétiques augmentait dans le même temps. Biswas et Bandyopadhyay (2017), exposant, en laboratoire, des communautés naturelles de phytoplancton issues d'un gradient de contamination de la côte vers le large, ont vu des effets de différents ordres. Alors que le cuivre à des concentrations de 10 et 100 nM (0,64 et 6,35 µg/L) a induit des augmentations de concentrations en pigments et biomasse (chlorophylle *a*), et des abondances de phytoplancton et bactéries sur une station très

côtière, la concentration d'exposition la plus forte (1000 nM, soit 63,5 µg/L) a entraîné l'effet inverse, sauf chez les bactéries. Quant aux stations les plus au large, l'exposition des communautés à des concentrations plus faibles (50, 100 et 150 nM, soit 3,2, 6,4 et 9,4 µg/L) suffisent à induire une diminution de la biomasse phytoplanctonique (mesurée par la chlorophylle *a*). Globalement, ces auteurs montrent que le gradient de sensibilité des communautés phytoplanctoniques au cuivre est inverse au gradient de contamination des eaux par ce dernier, avec une meilleure tolérance des diatomées *Skeletonema* sp. par rapport à *Chaetoceros* sp. aux plus fortes concentrations. Le cuivre a également fait l'objet d'une étude de tolérance chez des communautés de phytoplancton côtières via le concept du PICT (voir Partie II, Annexe sur la méthode PICT) par Gustavson *et al.* (1999). Exposant les communautés dans des microcosmes *in situ* à des concentrations réalistes du point de vue environnemental (1, 3, 6 et 15 µg/L, dans la gamme haute des teneurs mesurées dans l'eau de mer), les auteurs ont suivi les effets toxiques du cuivre sur les communautés ainsi que le développement d'une tolérance de ces dernières, sur la fonction de production primaire (incorporation de carbone marqué). Alors qu'un déclin initial de l'activité photosynthétique des communautés a été observé à 6 et 15 µg/L de cuivre, une récupération de la fonction, accompagnée d'un changement de composition des communautés a été mesurée en fin d'expérience. Dans le même temps, le suivi de tolérance a démontré une augmentation significative de la CE_{50} moyenne du cuivre dans les microcosmes exposés à 1, 6 et 15 µg/L, résultant du remplacement des taxons sensibles par des taxons tolérants au cuivre, ce qui a permis la récupération de la fonction de production primaire en fin d'exposition. Enfin, dans le cadre d'une étude de terrain visant à évaluer la toxicité du cuivre sur des communautés phytoplanctoniques naturelles, Stachowski-Haberkorn *et al.* (2014) ont exposé des communautés de l'estuaire de la Charente au cuivre, en laboratoire, deux fois par mois, de mars à octobre, pendant deux années successives. Les CE_{10} ont été obtenues sur un paramètre fonctionnel, l'efficacité de photosynthèse, ainsi que sur les abondances des populations photosynthétiques dénombrées par cytométrie en flux. Les auteurs ont mis en évidence une très forte sensibilité des communautés échantillonnées, plus marquée en 2012, avec 54% des CE_{10} inférieures à 5 µg/L de cuivre, comparé à 28% en 2013. Les résultats portaient aussi bien sur le niveau fonctionnel (photosynthèse) que populationnel, le genre *Synechococcus* s'étant révélé comme particulièrement sensible à ces expositions.

Ces quelques études démontrent ici des effets du cuivre, à des concentrations qui peuvent être considérées comme réalistes du point de vue environnemental, selon le contexte considéré : le cuivre peut ainsi impacter les fonctions physiologiques globales à l'échelle de la communauté, avec une récupération possible moyennant une restructuration ; certains taxons sont ainsi dits plus sensibles que d'autres et peuvent être éliminés au profit des taxons tolérants.

D'autres études ont abordé les effets du cuivre en utilisant des concentrations d'exposition bien supérieures. Ainsi Burnat *et al.* (2009) ont exposé, en laboratoire, des communautés de tapis microbien du delta de l'Ebre (Espagne) à 10 mM de cuivre (635 mg/L) pendant trois jours, puis maintenu les communautés pour suivre leur évolution. Ils ont observé, au bout de sept jours, une réduction de 90 % de la biomasse totale des cyanobactéries dont 95% de la biomasse de *Microcoleus* sp. (Genre très majoritaire dans la communauté). Au-delà de la question des impacts des contaminants (PPP ou autres) sur les microorganismes photosynthétiques, se pose celle des conséquences que peuvent avoir les atteintes de ce premier niveau trophique, sur les niveaux trophiques supérieurs. Ainsi, Mensens *et al.* (2018) ont abordé les effets du cuivre à forte dose (200 et 500 µg/L) sur des communautés de diatomées benthiques reconstituées en laboratoire (obtenues en mélangeant des cultures monospécifiques). Les auteurs ont évalué les effets sur la structure des communautés exposées, leur biomasse et leur production en acides gras essentiels, visant ainsi à rendre compte des impacts sur la quantité et la qualité de cette ressource trophique. En effet, les communautés ont, par la suite, été utilisées pour nourrir des copépodes sur lesquels la survie ainsi que le contenu en acides gras ont été déterminés. Les deux concentrations en cuivre ont induit une diminution significative de la biomasse algale ainsi qu'une diminution de 40% du contenu en acides gras à la plus forte concentration, avec des conséquences sur les copépodes nourris à partir de ces communautés. Ainsi, les copépodes nourris avec les diatomées exposées à 500 µg/L de cuivre avaient un contenu en acides gras essentiels réduit de 50% par rapport au témoin. Cette étude met en évidence les impacts potentiels du cuivre (et de l'atrazine, comme il sera vu plus loin) sur la qualité d'une ressource trophique et sur le transfert trophique de l'énergie entre deux maillons.

Herbicides

Parmi les PPP, les microorganismes photosynthétiques ont été plus largement étudiés dans le cadre d'expositions à des substances herbicides. En effet, les caractéristiques physiologiques communes avec les végétaux supérieurs, comme la photosynthèse notamment, en font des organismes non-cibles de premier plan.

L'atrazine (inhibiteur du PSII ; HRAC 5) est la substance active sur laquelle le plus de données sont disponibles, bien que les études menées ne soient pas toutes dans des conditions réalistes du point de vue environnemental. Bester *et al.* (1995) ont exposé des communautés phytoplanctoniques reconstituées à partir de cultures de laboratoire, à 0,12-5,8 µg/L d'atrazine, en mésocosmes. Les auteurs ont mis en évidence, chez les communautés exposées, une diminution de la biomasse (chlorophylle *a*) et de la production primaire (incorporation de carbone marqué), ainsi qu'une augmentation de l'excrétion de phosphore organique dissous et de l'azote organique dissous. Travaillant sur des communautés microbiennes benthiques estuariennes transplantées en mésocosmes de laboratoire, DeLorenzo *et al.* (1999a) ont mis en évidence des effets de l'atrazine à 40 et 160 µg/L dès 24 h d'exposition. Les communautés impactées présentaient une diminution de biomasse, de la production primaire, du biovolume et une modification de la composition, sans récupération après neuf jours d'exposition. Les auteurs ont noté la disparition de huit taxons alors que les cyanobactéries avaient été avantagées. Des effets directs et/ou indirects ont également été notés sur les ciliés et flagellés présents dans les communautés. Des effets comparables ont été notés dans une expérience relativement similaire par ces mêmes auteurs (DeLorenzo *et al.*, 1999b), après exposition des communautés estuariennes, à 50 et 250 µg/L d'atrazine et de son métabolite la dééthylatrazine. Ils ont ainsi démontré la capacité de l'atrazine, et aussi de son métabolite, à perturber les communautés photosynthétiques au niveau fonctionnel mais également à modifier leur structure, les cyanobactéries étant vraisemblablement les moins sensibles aux effets directs de cet herbicide. Les auteurs suggèrent que les modifications causées par l'atrazine, sur les changements de composition des communautés et la biomasse, pourraient être des causes de diminution du flux trophique vers les niveaux trophiques supérieurs. En effet, dans la même étude que celle citée précédemment sur le cuivre, Mensens *et al.* (2018) ont également exposé les communautés de diatomées benthiques à 200 et 500 µg/L d'atrazine avant de les fournir comme ressource alimentaire à des copépodes. L'atrazine a induit, aux deux concentrations, une profonde modification des communautés exposées, avec une augmentation de l'abondance de la diatomée *Cylindrotheca closterium* qui est devenue majoritaire (plus de 70% de la biomasse), et une diminution de moitié de la biomasse globale à la plus forte concentration. Ces modifications se sont également traduites par une chute drastique de la production des acides gras essentiels chez les diatomées, en baisse de 60 et 75% respectivement, qui s'est répercutée ensuite sur les copépodes nourris avec ces communautés impactées. Ceux-ci avaient un contenu en acides gras essentiels largement inférieur, de 50 à 60% au contenu des copépodes nourris avec les diatomées de la condition témoin. Cette étude confirme donc la diminution du flux trophique d'énergie lorsque les communautés photosynthétiques sur lesquelles se nourrissent les consommateurs primaires sont fortement impactées par l'atrazine, à la fois dans leur structure (qualité) et dans leur biomasse (quantité). Pinckney *et al.* (2002) ont testé la sensibilité du phytoplancton de la baie de Galveston (Texas, USA) à une exposition courte (24 et 48h) à l'atrazine à la concentration de 25 µg/L. L'effet sur la biomasse totale et la composition de la communauté a été évalué par analyse des pigments par HPLC (chlorophylle a et pigments accessoires) et mise en œuvre de l'outil de chemotaxonomie CHEMTAX (Mackey *et al.*, 1996). En dépit d'une dose 5 fois supérieure aux concentrations environnementales maximales recensées dans l'écosystème étudié, les auteurs n'observent pas de changement dans la composition des communautés phytoplanctoniques testées. Il est suggéré que l'apport en sels nutritifs (N et P à 10 et 3 µM respectivement) masque un éventuel effet toxique de l'atrazine en stimulant la croissance du phytoplancton, et que la durée de l'expérimentation n'est pas suffisante pour révéler les effets prévus dans les hypothèses des auteurs (Pinckney *et al.*, 2002). Une approche similaire a été adoptée par Starr *et al.* (2017) sur les communautés phytoplanctoniques de l'estuaire du Mississippi (Louisiane, USA), exposées cette fois à des concentrations d'atrazine comprises entre 5 et 200 µg/L en microcosmes de 300 mL incubés 9 jours en conditions de température et de lumière artificielles. Jusqu'à une concentration de 50 µg/L d'atrazine, les effets sur la biomasse totale et sa composition taxinomique (respectivement évaluées par mesure de la chlorophylle *a* et microscopie optique) apparaissent transitoires, avec un retour à des paramètres identiques à ceux mesurés dans les microcosmes contrôles non exposés. À 100 et 200 µg/L d'atrazine, la productivité (dégagement

photosynthétique d'O_2) et la croissance sont affectées jusqu'à la fin de l'exposition, avec une modification de la communauté phytoplanctonique en faveur des cyanobactéries et aux dépens principalement des chlorophycées et des dinoflagellés (Starr *et al.*, 2017). Les auteurs concluent leur étude en suggérant que les conditions environnementales locales, caractérisées par une exposition chronique à l'atrazine, sont à même de modifier durablement les communautés phytoplanctoniques de l'écosystème estuarien en faveur des taxa les plus tolérants, avec des conséquences possibles pour la productivité globale y compris aux échelons trophiques supérieurs. Crespo *et al.* (2013) se sont intéressés à l'effet de concentrations croissantes d'atrazine (0,1 à 50 µg/L) sur des communautés de microalgues benthiques obtenues par immersion de substrats artificiels dans la baie de Cadix (Sud-ouest de l'Espagne) après 56 jours. Après trois jours d'exposition, la biomasse totale a été évaluée, et aucun effet n'a pu être distingué même aux plus fortes concentrations. Seule l'activité de l'enzyme superoxide dismutase (SOD, EC 1.15.1.1, un marqueur global du stress cellulaire) a été stimulée par une exposition égale ou supérieure à 25 µg/L. Ces concentrations élevées semblent extrêmement improbables dans l'environnement marin (voir Chapitre 4). Elles sont du même ordre de grandeur que les CE_{50} déterminées pour cette même substance pour les macrophytes, les symbiontes photosynthétiques et le phytoplancton marin tropical lors de tests basés sur des réponses populationnelles (taux de croissance) ou fonctionnelles (activité photosynthétique, e.g. Flores *et al.* (2013)). Bien qu'interdite en Union Européenne depuis 2003, l'atrazine reste largement utilisée sur la planète et fait partie, comme le diuron interdit en 2008, des composés potentiellement impliqués dans les atteintes à grande échelle observées dans l'écosystème de la Grande Barrière de Corail (voir Encadré 6-4 sur l'ultramarin, par exemple Duke *et al.* (2005), Schaffelke *et al.* (2005), Lewis *et al.* (2012), De Valck and Rolf (2018)).

En milieu marin tropical et sub-tropical, le diuron est toujours considéré comme un composé à risque, d'une part du fait de son emploi comme antifouling sur les coques de navire (Amara *et al.*, 2018), mais également à cause des apports terrigènes liés aux grandes cultures comme la canne à sucre (Warne *et al.*, 2020). Ce dernier contexte a été et reste le cadre de débats scientifiques encore en cours. Cependant, parmi les herbicides testés pour leur toxicité aigüe sur des microalgues marines en culture, le diuron (HRAC 5) est le composé le plus toxique après la triazine Irgarol 1051 (Vonk et Kraak, 2020) avec une CE_{50} médiane de 8 µg/L (gamme de 15 valeurs rapportées de 0,6 à 20 µg/L sur 11 taxa phytoplanctoniques). En posant l'hypothèse d'une sensibilité accrue des microorganismes photosynthétiques non exposés préalablement aux contaminants, Bouvy *et al.* (2021) ont exposé des communautés planctoniques issues d'un lagon tropical autour d'une île inhabitée (Juan de Nova, Canal du Mozambique) à une dose unique (1,0 ± 0,1 µg/L) de diuron pendant 5 jours. Ces auteurs concluent que dans les conditions expérimentales de l'étude, l'herbicide n'a pas occasionné de changement significatif dans la composition de la communauté phytoplanctonique (analyses moléculaires, cytométrie en flux, et microscopie optique) par rapport aux témoins non exposés. Les effets observés ont été temporaires, et principalement exprimés par une augmentation de la teneur cellulaire en chlorophylle *a*, compatible avec une réaction d'adaptation des organismes à une altération mineure de l'appareil photosynthétique. Pour évaluer l'impact du diuron sur les biofilms photosynthétiques, Magnusson *et al.* (2012) ont recréé au laboratoire des communautés benthiques complexes à partir d'inocula issus de sédiments et de surfaces de racines de palétuviers, dans un chenal de marée tropical (Queensland, Australie). Ces communautés, une fois établies sur des substrats artificiels en verre (6 semaines pré-exposition), ont ensuite été soumises à quatre concentrations de diuron (1,6 ; 3,1 ; 6,5 et 13,4 µg/L mesurés, plus une condition témoin) correspondant aux niveaux de contamination réalistes dans l'environnement local. L'exposition a été prolongée pendant 4 semaines, suivies de deux semaines de récupération en eau de mer non contaminée. Au début de l'expérimentation, les communautés périphytiques ont été impactées par l'exposition de façon dose-dépendante, avec une altération du potentiel photosynthétique (rendement quantique mesuré par fluorimétrie PAM) indépendante du phylum microalgal considéré (cyanobactéries, diatomées et dinoflagellés principalement). Cependant, plus aucune différence n'apparaissait entre chaque traitement après quatre semaines pour les potentiels photosynthétiques mesurés, indiquant une adaptation du périphyton à l'herbicide. Les auteurs en ont dérivé des valeurs de CE_{50} (IC_{50} dans Magnusson *et al.* (2012)) augmentant de 11,4 à 25,6 µg/L entre le début et la fin de l'exposition respectivement, attribuée à l'induction du PICT. En se basant sur la composition en pigments accessoires liposolubles (biomarqueur taxinomique), les auteurs montrent un changement dans la composition de la communauté périphytique avec une augmentation de la contribution des diatomées (à partir de 1,6 µg/L de diuron pendant l'exposition), et l'apparition d'une tolérance induite (PICT) à partir de 6,5 µg/L. Ces

changements persistent pendant la phase de récupération de deux semaines où les biofilms ne subissent plus d'exposition à l'herbicide pour les conditions d'exposition les plus intenses (6,5 et 13,4 µg/L pour la diversité et la tolérance induite, respectivement). Magnusson *et al.* (2012) considèrent ces phénomènes de modification de la composition des microorganismes photosynthétiques, accompagnée d'une tolérance accrue à l'herbicide, comme probables dans les environnements marins côtiers, d'une part car les concentrations d'exposition sont comparables aux niveaux relevés dans l'écosystème marin côtier après des évènements de crue par exemple, et d'autre part car d'autres herbicides que le diuron sont également détectés au cours de ces évènements. À 850 km au sud-est, McMahon *et al.* (2005) ont mis en évidence les apports de pesticides à l'écosystème côtier au cours des évènements de crues, avec des concentrations totales en herbicides (diuron, simazine et atrazine) dans l'eau de rivière apportée dépassant les 4 µg/L, comparables à celles expérimentalement capables d'impacter les biofilms photosynthétiques. Ces auteurs se sont attachés à évaluer la performance photosynthétique de la phanérogame marine *Zostera muelleri*, espèce constructrice d'herbiers en zone intertidale, soumise aux apports terrestres et à une exposition racinaire via les sédiments également contaminés (jusqu'à 1,5 µg/kg pour le diuron, 0,4 µg/kg pour l'atrazine). Aucun effet de l'exposition aux herbicides n'a pu être mis en évidence (mesures de potentiel photosynthétique par fluorimétrie PAM) sur *Z. muelleri*, et les variations en contenu pigmentaire (chlorophylles *a* et *b*) observées en fonction des sites et des dates de prélèvement n'ont pas pu être reliées au niveau de contamination. En dépit de ces observations, McMahon *et al.* (2005) considèrent comme probables des effets délétères sur cette espèce ingénieure en cas d'importants apports terrestres de pesticides. Ce constat est étendu à toute la région de la Grande Barrière de Corail si l'on considère la toxicité du diuron et des autres herbicides rencontrés dans l'environnement pour l'activité photosynthétique des microalgues et des symbiontes coralliens (Lewis *et al.*, 2012).

D'autres substances herbicides ont fait l'objet d'études de toxicité sur des communautés de microorganismes photosynthétiques marins, mais leur faible nombre ne permet pas de dégager des tendances.

Sans aller jusqu'à l'échelon trophique supérieur, certains auteurs ont cherché à savoir si certains herbicides pouvaient avoir un effet durable sur la composition des communautés exposées. En mettant en œuvre le concept du PICT (voir Partie II, Annexe sur la méthode PICT), Schmitt-Jansen et Altenburger (2005) ont évalué les effets de l'isoproturon (inhibiteur du PSII - HRAC 5) sur des communautés de périphyton marin en microcosmes en laboratoire. Après 14 jours d'exposition, les auteurs ont noté une modification des groupes dominants qui composaient les communautés à partir de 20 µg/L d'isoproturon, et une diminution de la biomasse ainsi qu'un changement des espèces de diatomées à 40 µg/L. Les auteurs ont également noté une augmentation de la tolérance des communautés exposées à 20 µg/L, étant donné qu'une exposition subséquente aboutissait à une multiplication de la CE_{50} initiale par un facteur 3. L'isoproturon est donc un herbicide pouvant induire de la tolérance chez le périphyton à de telles concentrations, en zones fortement contaminées d'après les auteurs. Une étude a été menée sur les herbicides diméthénamide (inhibition de la synthèse des acides gras à très longue chaîne) en formulation Frontier, et la bentazone (inhibiteur du PSII) en formulation Basamaïs, à 1, 10 et 100 µg/L de substance active sur les communautés microbiennes marines en microcosmes *in situ (De la Broise et Stachowski-Haberkorn, 2012)*. Les deux herbicides testés ont engendré des effets significatifs dès 1 µg/L de substance active (empreintes pigmentaires et densité d'eucaryotes phototrophes pour le Basamaïs ; chlorophylle *a* pour Frontier), ce qui correspond à des concentrations réalistes au niveau côtier et laisse supposer que ces substances en formulation pourraient avoir un impact environnemental sur les communautés phototrophes marines. Ici, les auteurs supposent un impact direct aux faibles concentrations, mais privilégieraient un impact indirect, via les brouteurs notamment, pour expliquer les augmentations de biomasses observées aux plus fortes concentrations. Enfin, dans un registre d'exposition moins réaliste, Bonilla *et al.* (1998) ont évalué la toxicité du paraquat (inhibiteur du PSI) et de la simazine (inhibiteur du PSII) sur la production primaire de communautés naturelles de phytoplancton, périphyton et épipsammon (organismes qui vivent à la surface des grains de sable) transposées en laboratoire. Ils ont pu déterminer des CE_{50} pour les trois catégories d'organismes et les deux substances, révélant une toxicité supérieure de la simazine par rapport au paraquat pour les trois types d'organismes. Ainsi, des CE_{50} de l'ordre de 0,37-1,17 µM de simazine (75-235 µg/L) ont été déterminées pour le phytoplancton et l'épipsammon, allant jusqu'à 1,11-2,91 µM (soit 224-587 µg/L) pour le périphyton. Quant au paraquat, c'est le phytoplancton et le périphyton qui y ont été les plus sensibles avec des CE_{50} de 9-23 µM (soit 1,68-4,28 mg/L), l'épipsammon n'étant pas du tout

sensible à cette molécule avec une CE_{50} de 139-182 µM (soit 25,9-33,9 mg/L). Dans tous les cas, il est peu probable que ces deux substances puissent avoir un impact sur ce type de communautés aux concentrations environnementales.

Herbicides - le cas particulier du glyphosate

Parmi les herbicides très utilisés en agriculture et suscitant de nombreuses questions quant à leurs impacts potentiels sur la santé et l'environnement, le glyphosate, pesticide le plus utilisé sur la planète (Sylwestrzak *et al.*, 2021) a été relativement peu étudié sur les communautés de microorganismes photosynthétiques marins. Stachowski-Haberkorn *et al.* (2008) ont évalué les effets du glyphosate en formulation Roundup, à 1 et 10 µg/L de substance active sur les communautés microbiennes marines en microcosmes *in situ*. Ils ont mis en évidence des modifications dès 1 µg/L, avec un changement de motif des empreintes génétiques 16S des communautés procaryotes, sans toutefois détecter des modifications d'abondance du procaryote autotrophe majoritaire *Synechoccus* sp. ; les auteurs ont également montré une augmentation significative de l'abondance des prasinophytes à 10 µg/L de substance active, augmentation qui s'amorce dès l'exposition à 1 µg/L. Les effets observés pourraient être directs et/ou indirects, via une modification des relations de compétition/prédation au sein de la communauté microbienne. Enfin, dans le cadre d'une autre étude sur des communautés naturelles marines de microphytobenthos de la Mer Baltique transplantées en laboratoire, Sylwestrzak *et al.* (2021) ont réalisé des expositions à la formulation Roundup dispensée à des concentrations très élevées de glyphosate 42 mg/L, 850 mg/L et 8,5 g/L de glyphosate. Les auteurs ont observé une diminution des abondances globales avec l'augmentation des concentrations d'exposition, ainsi qu'une restructuration au sein des communautés : certains taxons étant éliminés, d'autres favorisés, en particulier la cyanobactérie *Merismopedia* sp. Ils notent également un impact sur l'intégrité structurale des microorganismes (plastes des diatomées notamment). Même si ces auteurs concluent que leurs observations en milieu tempéré sont extrapolables pour l'océan mondial, pour peu que les conditions de salinité et de niveau trophique soient comparables (Sylwestrzak *et al.*, 2021), il est toutefois à noter que les très fortes concentrations testées ne correspondent absolument pas à des situations réalistes du point de vue environnemental.

Comme exposé préalablement, les études portant sur l'impact des PPP sur la biodiversité des producteurs primaires marins sont extrêmement rares dans la littérature scientifique et plus particulièrement pour les écosystèmes tropicaux et subtropicaux. Les effets du glyphosate sur les producteurs primaires marins tropicaux restent largement inexplorés. Cependant, en testant cet herbicide sur la macroalgue méditerranéenne *Carpodesmia crinita*, de Caralt *et al.* (2020) ont montré expérimentalement qu'une exposition à 1 µg/L de glyphosate réduisait la survie des plantules issues de la reproduction de l'algue, et ralentissait la croissance des individus matures. En considérant l'importance de l'espèce-modèle choisie pour les écosystèmes benthiques de faible profondeur sur les côtes rocheuses méditerranéennes et la structuration de ces habitats (Fonction écosystémique 12), les auteurs suggèrent que les régressions d'herbiers à fucales (macroalgues brunes) observées en Méditerranée peuvent être partiellement attribuables aux contaminations de la zone côtière par les pesticides (de Caralt *et al.*, 2020). Enfin, l'étude de Wang *et al.* (2017) sur les interactions entre le dinoflagellé toxique *Prorocentrum donghaiense* et sa phycosphère bactérienne a montré qu'un consortium microbien était capable de croître avec le glyphosate comme seule source de phosphore, concluant que l'herbicide pouvait éventuellement faciliter indirectement la prolifération de la microalgue toxique dans l'environnement côtier. Le potentiel de stimulation ou de facilitation de la prolifération des microalgues ou cyanobactéries toxiques par l'exposition aux PPP en milieu marin côtier a également été signalé pour d'autres modèles. Par exemple, l'atrazine est susceptible de favoriser la prolifération de la raphidophyceae toxique *Chattonella subsalsa* (Flood et Burkholder, 2018).

Herbicides – le cas particulier des Biocides/antifoulings à action herbicide

Les études évaluant la toxicité de biocides précédemment utilisés en agriculture (diuron) et/ou partageant un mode d'action commun avec certains herbicides (irgarol) ont été retenues dans le cadre de cette expertise.

L'irgarol 1051, ou cybutrine, est une triazine dont l'usage est exclusivement lié aux peintures antifouling des coques de bateaux, pour lesquelles il est un composé de remplacement des tributylétains. Quelques études sur ce

composé, de famille chimique et mode d'action comparables à de nombreux PPP (voir par exemple Sjollema *et al.*, 2014), sont cependant à citer. Les eaux côtières marines sont diversement contaminées par l'irgarol, et généralement en lien avec les activités de plaisance : Zamora-Ley *et al.* (2006) ont mis en évidence les changements de composition des communautés phytoplanctoniques dans une marina de Key Largo (Floride, USA) et leur lien avec le gradient spatial du niveau de contamination par l'herbicide. A faible échelle spatiale (l'emprise de la marina étant d'environ 40 ha), les auteurs concluent que le gradient de concentration en irgarol (jusqu'à 635 ng/L pour les valeurs les plus élevées) modifie durablement l'équilibre entre les espèces phytoplanctoniques, avec une augmentation de l'abondance des eucaryotes et plus particulièrement des cryptophytes. Les auteurs, en complétant leur plan expérimental par des tests dose-effet en monoculture sur la cryptophycée *Rhodomonas salina*, suggèrent que la plasticité métabolique de ces organismes-modèle, et notamment leur capacité d'osmotrophie, peut permettre d'atténuer les effets délétères de l'herbicide sur la photosynthèse (Zamora-Ley *et al.*, 2006). En contaminant pendant 35 jours des mésocosmes complexes mimant des marais salants soumis aux marées, DeLorenzo *et al.* (2009) ont démontré l'impact d'une exposition à 10 µg/L d'irgarol sur la productivité primaire et notamment la concentration en oxygène dissous dans les systèmes expérimentaux. Les auteurs ont également recherché les effets sur la croissance globale du phytoplancton, des biofilms photosynthétiques et des phanérogames (*Spartina alterniflora*, une graminée amphibie halophile) et seul le premier compartiment a été affecté par la plus forte concentration d'exposition (10 µg/L). La réduction de biomasse du phytoplancton dans ce dernier cas était accompagnée d'une modification de la composition en pigments photosynthétiques, avec une réduction significative des pigments marqueurs des diatomées et des dinoflagellés (chlorophylles c1 et c2, fucoxanthine, diadinoxanthine, diatoxanthine) également observée dans les biofilms photosynthétiques (DeLorenzo *et al.*, 2009). En parallèle, une altération de la croissance de la palourde américaine *Mercenaria mercenaria* à partir de 1 µg/L d'exposition dans les mésocosmes a été attribuée à un effet indirect de l'irgarol par la modification de la composition de la communauté phytoplanctonique dont se nourrit le bivalve. Enfin, les auteurs soulignent la tolérance des écosystèmes reconstitués et de leurs producteurs primaires par rapport aux données de toxicité acquises sur des modèles en culture, avec un à deux ordres de grandeur d'écart (DeLorenzo *et al.*, 2009). De façon comparable dans leurs travaux cités ci-dessus, Crespo *et al.* (2013) n'ont pas mis en évidence de stress induit par l'exposition de biofilms photosynthétiques à l'irgarol jusqu'à la concentration maximale testée de 50 µg/L.

Au moyen de microcosmes en laboratoire, Dahl et Blanck (1996) ont étudié la toxicité de l'irgarol sur des communautés de périphyton marin exposées à des concentrations allant de 15,8 ng/L à 65 µg/L. Ils ont réalisé deux types de tests sur la production primaire : un test de toxicité de court-terme effectué sur des communautés témoins exposées pendant une courte durée (1 heure) à de l'irgarol où la CE_{50} déterminée était de 4-6 nM, soit 1,01-1,52 µg/L, et un test de toxicité à long-terme où la mesure intervenait après trois semaines d'exposition à l'irgarol, et où la CE_{50} déterminée était de 0,82 nM, soit 0,21 µg/L. En complément, les auteurs ont observé une modification de la composition des communautés à partir de 1 nM (0,25 µg/L), avec la mise en place d'un processus de sélection favorisant les espèces tolérantes à l'irgarol aux dépens des espèces sensibles. Ces effets significatifs et préoccupants de l'irgarol, observés à des concentrations correspondant aux niveaux de contamination documentés dans les eaux côtières, ont été confirmés ultérieurement par d'autres auteurs sur des communautés du même site. Ainsi, étudiant la croissance du biofilm au moyen de la chlorophylle *a* mesurée sur des communautés périphytiques marines transplantées en laboratoire et exposées à l'irgarol, Arrhenius *et al* (2014) ont déterminé une CE_{10} de 0,07 [0,03-0,1] nM, soit 17,7 [7,6-25,3] ng/L et une CE_{50} de 0,96 [0,7-1,4] nM, soit 0,24 [0,18-0,35] µg/L. Les concentrations seuils calculées ici sont tout à fait dans les gammes de celles retrouvées dans les environnements côtiers, et témoignent des dangers que peuvent représenter de telles molécules pour les communautés de microorganismes photosynthétiques. Par ailleurs, les auteurs précisent que 5% des espèces du périphyton de ces communautés ont réussi à supporter une concentration de 1000 nM d'irgarol (soit 253,4 µg/L). Ils indiquent que cela correspond à des taxons tolérants probablement sélectionnés préalablement par la molécule dans cet environnement exposé, comme démontré par Wendt *et al.* (2013) sur une population d'ulves (macroalgue verte). L'exposition répétée des microorganismes, aux temps de génération courts, à des contaminants chimiques exerçant une forte sélection, soulève ainsi la question de la modification durable de la structure des communautés et de l'émergence de résistances au sein de ces dernières. Confirmant les effets délétères de l'irgarol à de faibles concentrations, Devilla *et al.* (2005a) ont mis en évidence des effets sur la croissance de certains groupes

phytoplanctoniques exposés en microcosmes en laboratoire à 0,5 et 1,0 µg/L. Ainsi, les prasinophytes, prymnésiophytes et cyanophytes étaient les plus sensibles à la substance, avec des abondances diminuées dès 0,5 µg/L, tandis que les chlorophytes et dinoflagellés étaient favorisés ou plus tolérants. Dans une expérience similaire avec du diuron à 1 et 10 µg/L, Devilla *et al.* (2005b) ont mis en évidence une modification des communautés exposées à 10 µg/L. Ainsi, une chute globale des abondances phytoplanctoniques s'est traduite par une diminution des densités de pico- et nano-eucaryotes, dont les prymnésiophytes, ainsi qu'une augmentation des abondances de diatomées et de cyanobactéries. En complément, la fluorescence *in vivo* de la chlorophylle *a* (proxy de l'activité photosynthétique) de ces communautés impactées a également été diminuée de 60%, démontrant un impact non seulement structurel, mais également fonctionnel du biocide sur les communautés phytoplanctoniques.

L'évaluation des effets des PPP non strictement herbicides sur les communautés de producteurs primaires marins tropicaux est absente de la littérature scientifique. Une étude expérimentale (Murphy et Tolhurst, 2009) a utilisé le dichlorophène (à usage herbicide et acaricide) ou la perméthrine (insecticide) pour manipuler de façon sélective les compartiments producteurs primaires / consommateurs de sédiments de vasières *in situ* (Baie de Kogarah, Nouvelles Galles du Sud, Australie). Les concentrations d'exposition sont impossibles à évaluer, l'application des deux molécules ayant été effectuée à marée basse au début de l'expérimentation puis répétée les jours 10 et 16, avec analyse de l'état de la biocénose après 23 jours. La principale conclusion de l'étude est un effet plus important du dichlorophène sur la biomasse du microphytobenthos et des invertébrés, et sur la chimie (carbohydrates et matières organiques) et l'état de cohésion des sédiments (Fonction écosystémique 9)(Murphy et Tolhurst, 2009).

Encadré 6-4. Les spécificités ultra-marines

Dans les DROM, les tonnages les plus importants de pesticides achetés en 2019 l'ont été à la Réunion, avec près de 30 T de glyphosate, 18 T de 2,4-D, 10 T de s-métolachlore, et 6 T de métribuzine (herbicides) suivis par le mancozèbe (fongicide, plus de 4T) et la pendiméthaline (herbicide, 2,5 T)[5]. Comparativement, les autres DROM sont peu à très peu consommateurs de pesticides : en Guyane le principe actif le plus acheté est le dazomet (fongicide / insecticide, 1,1 T), en Guadeloupe le mancozèbe (1,2 T), et en Martinique le thiophanate-méthyle (fongicide, 197 kg). Aucune donnée n'est disponible pour Mayotte. Pour tous ces composés, à l'exception du glyphosate (De Carvalho Marques *et al.*, 2021) sur cultures pures de diatomées et Sylwestrzak *et al.* (2021) pour les communautés de biofilms), et du métolachlore (1 étude en cultures pures (Thakkar *et al.*, 2013), 1 sur communautés planctoniques (Beaulieu *et al.*, 2020)) aucune publication ne présente de données écotoxicologiques concernant les producteurs primaires marins. Dans les trois références citées, les modèles d'organismes sont issus des eaux marines tempérées. Il est donc impossible d'évaluer a priori l'impact potentiel des usages de phytosanitaires dans les écosystèmes marins côtiers des DROM, caractérisés par un climat et des biocénoses différents de celles de la métropole. Pourtant, les DROM hébergent les écosystèmes patrimoniaux de première importance que sont les récifs coralliens, faisant de la France le 4e pays du monde en termes de surface récifale.

"Etude de cas" : diuron / grande barrière de corail australienne. Les mangroves, les récifs coralliens, et les herbiers à magnoliophytes sont des écosystèmes marins côtiers tropicaux reconnus comme de première importance au niveau mondial, et considérés comme les plus exposés aux impacts cumulés des pressions anthropiques (Halpern *et al.*, 2019). Ces formations remplissent des fonctions écologiques importantes (incluant la bioconstruction : Fonction 12, provision et maintien des habitats et biotopes et la stabilisation du trait de côte : Fonction 3, résistance aux perturbation et Fonction 9, maintenance de la structure des sédiments et des sols), et les producteurs primaires, végétaux supérieurs ou microalgues, y jouent un rôle majeur. La Grande Barrière de Corail australienne et ses herbiers et mangroves, inscrits au patrimoine mondial de l'UNESCO depuis 1981, ont été particulièrement étudiés dans le contexte du transfert de contaminants issus principalement de l'agriculture intensive (Lewis *et al.*, 2009). L'importance de la culture de canne à sucre dans les bassins versants, utilisatrice d'herbicides et principalement de diuron, a motivé un grand nombre d'études expérimentales pour évaluer le risque potentiel de cet herbicide pour les microalgues (symbiontes coralliens), les phanérogames marines (herbiers) et les palétuviers (mangroves). Un débat toujours non tranché entre tenants d'un rôle important des herbicides (Lewis *et al.*, 2009) et d'un impact global des transferts sédimentaires (Abbot et Marohasy, 2011) a cependant conduit la communauté scientifique à questionner fortement l'adéquation des politiques de régulation environnementale à la conservation de ces écosystèmes en Australie (Holmes, 2014; Brodie et Landos, 2019).

[5] http://www.data.eaufrance.fr/ [Consulté le 15/01/2022]

Pour synthétiser : Malgré le peu d'études réalisées sur les producteurs primaires marins, celles-ci sont variées. Ce sont des approches *in situ* sur plancton, biofilms (immersion de substrats artificiels, échantillonnages de sédiments sableux) et macrophytes, des approches expérimentales sur communautés « naturelles » planctoniques transplantées en cosmes plus ou moins complexes (*in situ* ou en conditions contrôlées de laboratoire) ou périphytiques (développements sur substrats artificiels après inoculations), mais aussi des travaux utilisant des communautés reconstituées à partir de monocultures. Les paramètres permettant de mettre en évidence des effets directs et indirects des PPP sur les communautés phototrophes marines sont comparables à ceux étudiés en milieux d'eau douces : mesures de biomasse (chlorophylle *a*), d'abondance (dénombrements par cytométrie en flux ou au microscope) et d'activité photosynthétique (incorporation du ^{14}C ou dégagement photosynthétique d'O_2, rendement quantique photosynthétique mesuré par fluorimétrie PAM ou fluorescence *in vivo*). Les changements de composition taxonomique (en particulier entre les cyanobactéries et les microalgues eucaryotes) sont révélés au moyen d'observations au microscope, de mesures de profils pigmentaires (par HPLC par exemple), d'analyses moléculaires et d'analyses en cytométrie de flux. Des changements de biovolume cellulaire ont aussi été observés suite à l'exposition aux PPP. Enfin, les approches PICT sont aussi abordées et permettent de mettre en évidence des acquisitions de tolérance vis-à-vis de PPP (à action herbicide généralement) en lien avec des changements structurels des communautés. Notons de plus des travaux expérimentaux originaux sur la contribution des microalgues aux flux trophiques et d'énergie (avec zooplancton ou zoobenthos par exemple), avec des mesures qualitatives de composition en acides gras cellulaires. Le panel de descripteurs de l'état de santé des individus, populations et communautés permet de refléter des effets directs ou indirects suite à l'exposition aux PPP. Bien que les effets toxiques soient souvent mis en évidence à des concentrations d'exposition supérieures aux niveaux mesurés dans l'environnement marin, certains résultats démontrent clairement les risques potentiels représentés par certaines molécules à des concentrations réalistes du point de vue environnemental (voir section 2.1.2.4).

Macrophytes marins

En milieu marin, deux grandes catégories de macrophytes peuvent être considérées : d'une part les macrophytes vasculaires (Magnoliophyta, végétaux supérieurs) qui constituent des herbiers côtiers (seagrass beds en anglais) comme les *Posidonia* spp., *Zostera* spp., etc., et d'autre part les macroalgues marines qui rassemblent une grande diversité phylogénétique (macroalgues brunes : laminariales, kelp, fucales… ; macroalgues rouges filamenteuses ; macroalgues vertes comme les ulves, Figure 6-7). Dans tous les cas, ces herbiers jouent un rôle majeur dans les écosystèmes côtiers par la stabilisation des fonds et la régulation des flux sédimentaires (fonction écosystémique 9), et sur le plan biologique constituent des ressources trophiques (fonction écosystémique 7) et des milieux particuliers pour de nombreuses espèces animales (fonction écosystémique 12). Les macroalgues jouent les mêmes rôles, allant jusqu'aux plus spectaculaires forêts de kelp dans les mers tempérées froides. Sur le plan global, les écosystèmes marins à macrophytes contribuent à la fixation du CO_2 (fonction écosystémique 1) et au maintien de la diversité des habitats et des espèces (fonction écosystémique 11), et sont particulièrement soumis aux apports continentaux de toute nature. Le déclin des macrophytes sous pression anthropique peut ainsi avoir des répercussions aussi bien sur les dynamiques des traits de côtes que sur les cycles biologiques d'espèces très variées, alors que leur prolifération peut poser des problèmes majeurs en gestion environnementale (cas des ulves responsables des "marées vertes"). Cependant, très peu d'études à ce jour abordent de façon spécifique les impacts des PPP sur la diversité des espèces dans ces milieux. Ces travaux sont complétés par quelques études expérimentales qui visent à évaluer l'effet de l'exposition aux PPP via les sédiments ou les eaux.

Bester (2000) met en avant une corrélation entre le niveau de contamination des sédiments côtiers par un cocktail de contaminants (POPs et PPP : triazines et phénylurées) et le déclin de la biomasse et l'étendue des herbiers à zostères en Mer du Nord. Cet auteur a proposé un classement des zones de la Mer des Wadden (estuaire de l'Elbe) en classes de dommage pour des concentrations totales en herbicides dans les sédiments allant jusqu'à plus de 4 µg/ kg sédiment humide (Bester 2000). Cet impact des herbicides a également été suggéré par Brodie *et al.* (2012) comme l'un des facteurs impliqués dans la réduction des herbiers de la Grande Barrière de Corail en Australie, alors que l'exposition aux contaminants multiples (PPP, métaux) dans l'étang du Vaccarès (Camargue, France) a été corrélée au déclin observé des herbiers à *Zostera noltei* entre 2011 et 2015 (Espel *et al.*, 2019). Dans ce dernier cas, l'analyse de la composition biochimique et du métabolisme des organismes a également montré

une diminution des réserves de polysaccharides et du potentiel photosynthétique évalué par la fluorescence variable. Dans cette étude, les herbicides identifiés étaient le 2-4 MCPA et la bentazone cette fois-ci mesurés dans les eaux de la lagune, combinés avec les métaux dans les sédiments et les fortes variations de salinité et de turbidité des eaux (Espel *et al.*, 2019).

Pour quelques auteurs, la proximité spatiale entre les zones terrestres d'application des PPP et leurs impacts sur le milieu marin côtier et plus particulièrement la santé des macrophytes a été considérée. Dans la Baie de Pensacola (Ouest de la Floride), Lewis *et al.* (2002) ont évalué en parallèle la contamination des eaux et sédiments et l'état biologique d'herbiers à *Thalassia testudinum* (Hydrocharitaceae, endémique et principale espèce des herbiers côtiers du Golfe du Mexique) dans une zone côtière à proximité immédiate d'un complexe de golf. Ce complexe recevant des eaux usées traitées pour l'irrigation, des PPP ont pu être mesurés dans les eaux de transition (atrazine, diazinon, fenthion, chlorpyrifos) mais seule l'atrazine a pu être détectée et quantifiée dans la colonne d'eau surmontant les herbiers. La biomasse totale des herbiers diminue avec la proximité des effluents, mais aucune évaluation d'éventuels changement de diversité (deux espèces végétales coexistant, *T. testudinum* et la cymodocée *Halodule wrightii*) n'a été entreprise. Les effets de la pression de contamination par le complexe de golf sont jugés réels mais faibles, résultant à la fois d'un apport de nutriments (azote et phosphore), de métaux (mercure et plomb) et de PPP sans que les critères US de qualité des eaux soient dépassés (Lewis *et al.*, 2002). Sur l'île de Hainan (Chine), Dsikowitzky *et al.* (2020) ont identifié les sources d'apports de PPP à la zone côtière, avec une mise en évidence de l'aquaculture comme utilisatrice de la prométryne, avec des rejets significatifs. Dans les eaux côtières, ces auteurs ont mesuré des concentrations jusqu'à 444 ng/L de cette molécule, établissant qu'un impact potentiel pour les producteurs primaires marins côtiers et notamment les macrophytes ne pouvait être négligé. La nature réelle des usages n'a pas été décrite précisément, mais à nouveau la pression de contamination multiple a été suggérée comme facteur de risque environnemental (Dsikowitzky *et al.*, 2020).

Les cultures intensives établies sur les bassins versants contribuent également à la contamination du milieu marin côtier dans les zones sub- et intertidales. Haynes *et al.* (2000) ont mesuré la présence de contaminants dans les sédiments et macrophytes de la Grande Barrière de Corail (Australie), incluant le chlorpyriphos, le diuron, l'atrazine et le 2,4-D. Seul le diuron a pu être détecté et quantifié au niveau d'une seule station dans les tissus de plusieurs espèces de phanérogames marines collectées (*Cymodocea serrulata*, *Halodule uninervis* et *Zostera capricorni*). Les niveaux de contamination relevés restaient cependant globalement inférieurs aux concentrations considérées à risque par les auteurs (à l'exception du diuron (Haynes *et al.*, 2000).

Dans la zone supralittorale, les mangroves et marais salés peuvent également être soumis aux pressions de contamination par les PPP, comme déjà évoqué concernant les causes possibles de fragilisation des formations à palétuviers (Duke *et al.*, 2005). Des molécules de type adjuvant ou surfactant peuvent également être mises en cause, comme c'est le cas pour l'Arosurf (un ester de polyéthylène-glycol, utilisé comme larvicide des moustiques grâce à ses effets de surfactant). Hester *et al.* (1989) ont montré l'absence d'effets phytotoxiques pour plusieurs espèces végétales, incluant le palétuvier noir *Avicenna germinans*, la succulente *Batis maritima* et la poacée *Spartina alterniflora* exposés à des doses contrôlées (0,96 ml de substance active par m^2 traité).

L'approche expérimentale semble encore moins répandue dans la littérature, les macrophytes marins se prêtant probablement moins bien à ce type de recherche du fait de leur taille et d'un cycle de vie plus long que les microorganismes photosynthétiques. Cependant, les rares travaux publiés sont pertinents, particulièrement lorsqu'ils s'attachent à simuler l'exposition des organismes à des concentrations et des mélanges réalistes du point de vue environnemental. En utilisant des espèces issues du milieu tropical (Grande Barrière de Corail, Australie) comme organismes modèles dans une approche dose-effet, Flores *et al. (2013)* ont évalué la toxicité à court terme de quatre des herbicides (inhibiteurs du PSII) les plus représentés dans le milieu local pour l'activité photosynthétique. Ces travaux ont pu montrer que *Zostera muelleri* et *Halophila uninervis* avaient des réponses similaires aux doses d'exposition (intervalles de confiance des CE50 se recouvrant), de l'ordre de 2 µg/L pour le diuron, 4-5 µg/L pour l'hexazinone, 15 µg/L pour l'atrazine et 25-30 µg/L pour le tébuthiuron. L'étude suggère ainsi que les normes guides locales (concentrations limites dans l'environnement marin côtier) ne sont pas suffisamment restrictives pour assurer la protection effective des principales espèces constituant les herbiers de la Grande Barrière de Corail (Flores *et al.*, 2013).

En ciblant les zostères (*Zostera noltei*) collectées dans la Baie d'Arcachon (France) transplantées en microcosmes au laboratoire et exposées à un mélange de quatre herbicides (atrazine, diuron, irgarol et s-métolachlore), Diepens *et al.* (2017) ont mis en évidence des effets aigus à court terme sur l'activité photosynthétique et le contenu en pigments des zostères transplantées. Ces mêmes auteurs ont évalué la NOEC du mélange à 1 µg/L, concluant que les concentrations mesurées dans l'environnement n'étaient pas susceptibles de générer des effets toxiques à court terme mais que les effets chroniques de l'exposition dans le milieu pouvaient aboutir à un affaiblissement général de la population de *Z. noltei*, conduisant à une régression des herbiers (Diepens *et al.*, 2017). Ces travaux ont été poursuivis sur le même modèle biologique et avec un dispositif expérimental comparable, mais visant à évaluer les interactions entre l'effet des PPP, celui d'une exposition au cuivre et d'une élévation de la température pendant l'exposition. Les effets à moyen terme observés (deux semaines d'exposition) ont été particulièrement intenses pour les zostères exposées au cocktail cuivre + pesticides (15 molécules en mélange : herbicides, fongicides, antifoulings et un insecticide), avec une réduction de la croissance des feuilles et une modification de l'expression génétique, amplifiées dans les conditions de température les plus élevées (Gamain *et al.*, 2018).

Dans la plupart des études considérées, le stock sédimentaire de PPP est mis en cause dans l'exposition des phanérogames marines, qui sont des végétaux à racines. Cependant l'impact d'une remise en suspension des sédiments, susceptible de remobiliser les contaminants dans la colonne d'eau, peut également constituer un risque pour les macroalgues qui, elles, ne possèdent pas de racines. Tolhurst *et al.* (2007) ont étudié les effets de l'exposition de plantules de la macroalgue verte *Ulva intestinalis* à un sédiment artificiellement contaminé par l'herbicide antifouling irgarol. Tout au long des trois semaines d'exposition, la croissance des organismes a été significativement réduite dans les systèmes expérimentaux contaminés par rapport aux témoins. Les auteurs soulignent que les effets sont observés à des concentrations dans l'eau comparables aux maxima rapportés pour le milieu marin, et que le risque posé par les stocks de PPP piégés dans les sédiments est trop rarement pris en compte (Tolhurst *et al.*, 2007).

L'importance de mieux évaluer les effets de molécules de PPP en mélange, et d'évaluer les interactions avec les autres contaminants ou stress environnementaux (métaux, température, matières en suspension par exemple) a déjà été soulignée dans la revue de Lewis et Devereux (2009). Si de nouvelles connaissances ont pu être acquises en ce sens, elles sont encore rares, et n'abordent pas la question des impacts des PPP sur la diversité des communautés constituant les herbiers marins côtiers. Ceci est probablement rendu difficile par le caractère souvent quasi-monospécifique de ces herbiers, par exemple : les posidonies en Méditerranée, ou les herbiers à zostères dans les lagunes côtières. Pourtant, la nécessité de mieux protéger ce type de formations végétales, souvent mal connues, a été récemment soulignée en arguant du caractère structurant de ces formations dans l'environnement côtier (Mayer-Pinto *et al.*, 2020), à la fois sur le plan du fonctionnement trophique et écologique (fonctions écosystémiques 7, 11 et 12) mais également dans la stabilisation des sédiments meubles par exemple (fonction écosystémique 9). Les travaux visant à proposer des indicateurs de santé des écosystèmes, spécifiques aux formations de type herbiers et intégrant des paramètres environnementaux, autoécologiques et physiologiques, sont de plus en plus nombreux (e.g. Kerninon *et al.* (2021)) et pourraient être complétés par des approches écotoxicologiques dédiées aux transferts et impacts des PPP dans l'environnement côtier.

2.1.2. Quelles sont les substances (et/ou) modes d'actions qui exercent les impacts directs les plus toxiques sur ces organismes ?

Les résultats d'impacts des PPP mesurés sur les organismes et communautés et représentés dans les Figures 6-8 à 6-14, sont issus de tests et expérimentations hétérogènes en termes de conditions expérimentales et de mesures d'impacts. Ces figures ont pour objectif de fournir des éléments qualitatifs de comparaison de gammes et d'ordination de toxicité des substances herbicides.

2.1.2.1. Milieux terrestres / plantes

Les formulations d'herbicides de synthèse sont conçues pour être le plus efficaces possibles à une dose validée lors de l'homologation de la molécule. Les modes d'action (classification HRAC[6]) retenus, permettent de viser plus particulièrement des fonctions vitales pour les plantes supérieures qui constituent la presque-totalité des espèces adventices des milieux cultivés. Par leur mode d'action spécifique (photosynthèse, synthèse d'acides aminés, division cellulaire), les effets les plus marqués sur les végétaux terrestres non cibles ont été mis en évidence avec les herbicides (Figure 6-8). La vitesse de dégradation de la molécule, le caractère herbicide des produits de dégradation et leur niveau de toxicité (en comparaison à la molécule mère), la sélectivité du mode d'action, la volatilité et la capacité à migrer dans d'autres compartiments sont les principaux facteurs contribuant aux effets négatifs de la molécule herbicide sur les producteurs primaires non cibles. Les études concernent soit des mélanges d'herbicides liés aux utilisations aux champs, soit des substances actives particulières. Les herbicides les plus utilisés sont le glyphosate (herbicide à large spectre) et des herbicides de type auxines (dicamba, 2,4-D et triclopyr) du fait de leur très large utilisation. Les effets à court terme des herbicides sur les populations végétales non cibles sont relativement faibles ou sans effets (Dunker *et al.* (2002), Jüttersonke et Arlt (2004) ; voir section 2.1.1.1). Il n'est pas observé une mortalité des espèces végétales. Cependant les réponses aux herbicides sont variables selon les espèces (Figures 6-8 et 6-9).

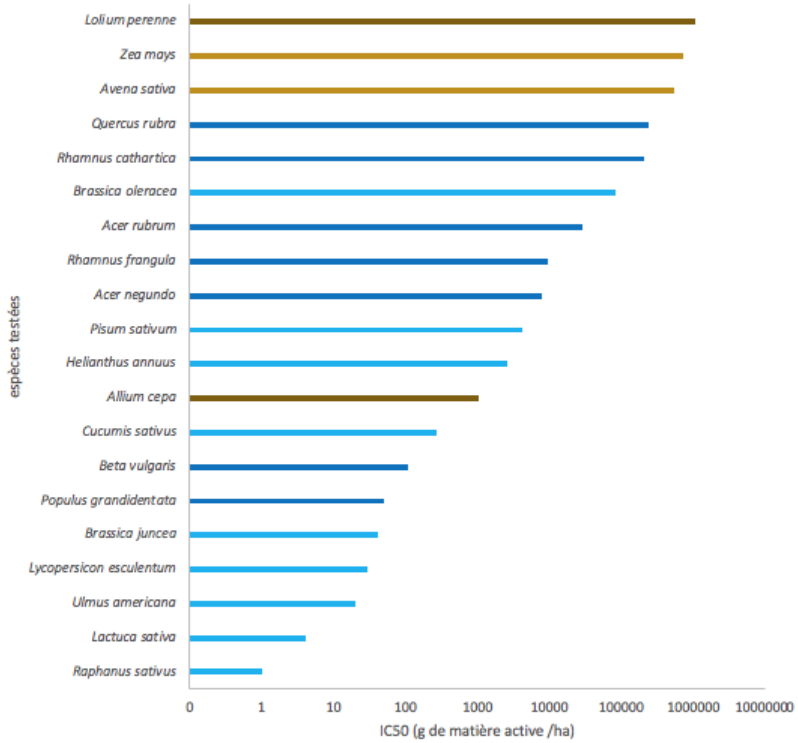


Figure 6-8. Sensibilité de différentes espèces (20) à un produit herbicide : 5 doses sont testées en banc de traitement sur des plantules. (D'après Boutin *et al.*, 2012).
Remarque: la dose recommandée au champ au Canada : 1848 g formulation /ha. Ce produit herbicide est composé de 3 substances actives (dose recommandée au champ au Canada : Mécoprop-P 100 g sa / ha, 2,4-D 190 g s.a./ha, Dicamba 18 g sa/ha; mode d'action HRAC4). En marron : monocotylédones, en bleu : eudicotylédones, en foncé : pérennes, en clair : annuelles. Les trois espèces de la famille des Graminées (maïs, avoine cultivée, ray-grass anglais) montrent une très faible sensibilité à ce mélange de substances actives. Cette grande différence de sensibilité est utilisée dans le cadre du désherbage des espèces de type eudicotylédones dans une culture céréalière (maïs, avoine) par exemple ou sur une pelouse (sélectivité vis-à-vis des graminées).

La composition taxonomique des communautés végétales n'est donc pas modifiée à court terme mais certains auteurs posent l'hypothèse que les modifications se feront au cours des années avec une réduction de la diversité.

[6] https://www.hracglobal.com [Consulté le 15/01/2022]

Une réduction de la biomasse et/ou de la capacité de reproduction est observée dans plusieurs études (Schmitz *et al.*, 2013; Boutin *et al.*, 2014; Schmitz *et al.*, 2014a; Schmitz *et al.*, 2014b).

Certaines études (Asad *et al.*, 2017) abordent les effets de formulations des herbicides mais les études sont réalisées soit sans caractérisation précise des quantités épandues, soit en simulant les effets de dérive par l'utilisation de doses dites sub-létales (quart de doses, demi doses appliquées au champ).

Cas du glyphosate : D'un point de vue de la biodiversité végétale et des conséquences sur la pollinisation, une caractéristique du glyphosate est de pouvoir être appliqué tardivement sur les plantes en fleurs. Appliquer tardivement du glyphosate impacte alors la ressource florale de la communauté végétale (Dupont *et al.*, 2018). Dans leur étude, le glyphosate a eu un effet négatif sur la densité florale, et la floraison a été sévèrement retardée par l'application de glyphosate (10,5 jours de retard par 100 g SA /ha/an). Il en résulte une réduction du nombre de visites de pollinisateurs et une production de semences limitée pour les espèces non-cibles. En forêt, le glyphosate impacte fortement les plantes (à la dose d'application de 12 L/ha d'une formulation à 360 g/L de SA) et peut toucher d'autres communautés comme les lichens (voir Encadré 6-3 sur les lichens) (McMullin *et al.*, 2012). Dans une expérimentation au champ, Helander *et al.* (2018) ont montré, en fonction de l'intensité du travail du sol, un effet indirect négatif du glyphosate (appliqué à 5 L/ha d'une formulation à 450 g/L de SA) sur la croissance des plantes via l'inhibition du développement des mycorhizes (voir encadré 6.2 sur les microorganismes symbiotiques associés aux racines).

La Figure 6-9 décrit la variabilité de sensibilité de diverses espèces végétales (sauvages et de culture) au glyphosate (d'après Boutin *et al.*, 2012).

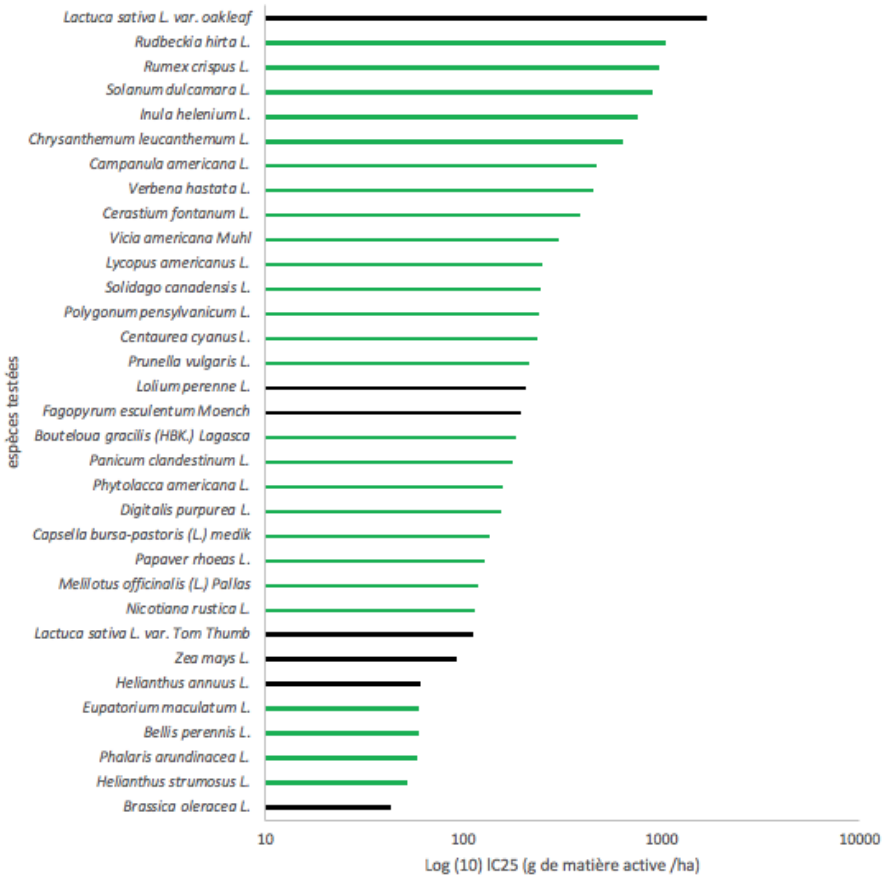


Figure 6-9. Impact du glyphosate sur la sensibilité de plantes sauvages (en vert) et cultivées (en noir) : 5 doses sont testées en banc de traitement sur des plantules. La IC25 (g de SA/ha) est définie comme la dose qui a entraîné une réduction de 25% de la biomasse aérienne. D'après Boutin et al. (2012).

Nous avons construit la Figure 6-10 à partir des résultats de diverses études monospécifiques (CE_{50} comparées). Cette Figure montre des effets plus ou moins intenses selon le type d'herbicide.

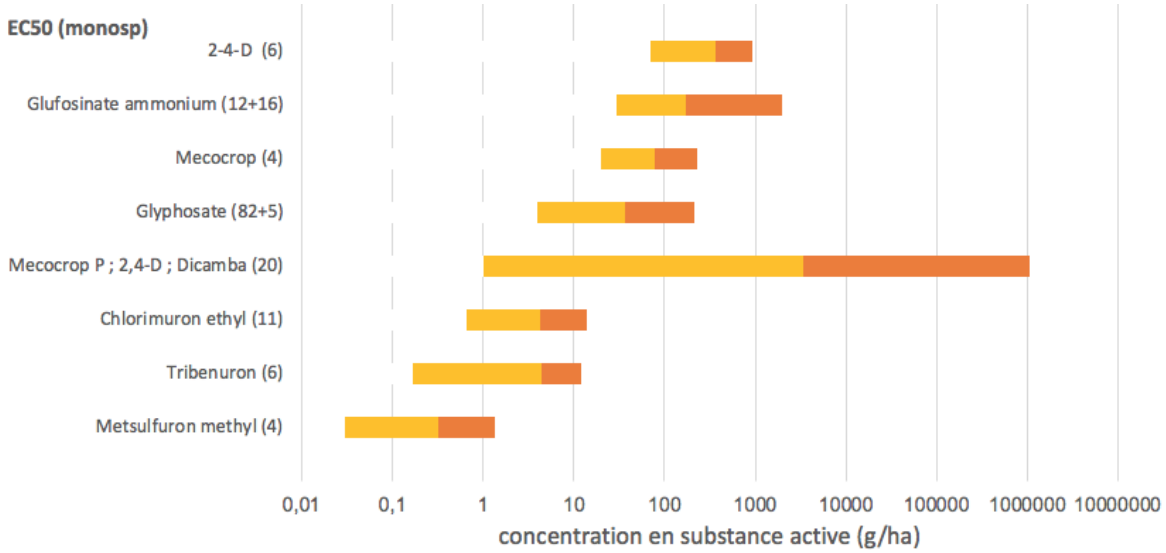


Figure 6-10. Gammes de concentrations (valeurs de CE50 obtenues par des tests monospécifiques sur espèces cibles, non cibles et cultivées) pour lesquelles des effets toxiques d'herbicides ont été reportés sur une composante des communautés végétales (plantes supérieures) terrestres.

Le nombre d'études retenues pour ces valeurs est situé entre parenthèses à droite du nom d'herbicide (changement de couleur orange autour de la médiane des valeurs, sources : Boutin et al. (2012) ; Boutin et al. (2014) ; Carpenter et Boutin, (2010) ; Escorial et al. (2019).

Les requêtes n'ont retenu que deux articles avec un fongicide (benomyl ; 2,5 g SA/m² ; Jordan et Huerd (2008)) et un nématicide (1,3-dichloropropène ; 2,25 kg SA/ha ; Haydock *et al.* (2010)) pour lesquels une interaction a été trouvée avec des populations adventices. L'application de fongicide serait favorable au développement des espèces adventices alors que le nématicide n'est pas favorable aux adventices étudiées.

2.1.2.2. Milieux terrestres (dont rizières) / microorganismes photosynthétiques

Très peu d'études sur les impacts des PPP sur la diversité et les activités des communautés microbiennes des sols ont été réalisées et la plupart ont été publiées dans les années 1970-1980 (voir les revues de Pipe (1992) et Crouzet et Bérard (2017)), ce qui explique la pauvreté des données quantitatives sur ces effets (Figure 6-11). Les développements de recherche actuels concernent principalement les effets des PPP sur les communautés microbiennes phototrophes des rizières en eau et asséchées (travaux réalisés principalement en Asie, doses d'application au champ), avec un focus sur les cyanobactéries et leur activité diazotrophe (revues de Roger (1995) et Kaushik *et al.* (2019)).

De manière générale (et compte tenu des modes d'actions) les effets les plus délétères sur les algues et cyanobactéries terrestres et de rizières sont obtenus avec les herbicides, alors que les fongicides et les insecticides induisent moins d'effets (Crouzet et Bérard (2017), Kaushik *et al.* (2019), Pipe (1992), Roger (1995)).

Les **herbicides** inhibant la photosynthèse (triazines, phénylurées) sont les PPP les plus toxiques. Ils ont des effets à des concentrations inférieures à 0,1 mg/L sur certaines souches d'algues ou cyanobactéries cultivées au laboratoire (avec une variabilité de réponses spécifiques Pipe (1992)). Leurs effets sur la diversité et les activités des communautés s'observent aux doses d'application au champ (e.g. avec l'isoproturon appliqué selon sa formulation Matin EL à 2,4 L/ha, soit 1,2 kg sa/ha, Crouzet *et al.* (2019)).

Les herbicides agissant sur la synthèse d'hormones et la régulation de croissance (exemples, Piclorame, 2,4-D, MCPA) ont des effets moindres (Pipe, 1992; Crouzet et Bérard, 2017), voire même positifs aux doses appliquées

au champ : par exemple en rizière, le 2,4-D appliqué à la dose de 0,5 kg sa/ha en post-émergence et à une période où les cyanobactéries sont développées, a eu un effet positif sur l'activité nitrogénase des cyanobactéries (Dash *et al.*, 2018). Cependant d'autres études montrent des effets négatifs du 2,4-D appliqué à la dose au champ sur la fixation du N_2 (Kaushik *et al.*, 2019). Les herbicides butachlore et benthiocarbe appliqués en post-émergence à la dose recommandée en rizière (1kg sa/ha) inhibent la biomasse et la fixation du N_2 des cyanobactéries (en particulier le benthiocarbe qui à cette dose inhibe 68,3 % de l'activité nitrogénase et 85,5% du contenu en azote cyanobactérien (Dash *et al.*, 2018; Kaushik *et al.*, 2019)). Une étude expérimentale portugaise sur le phytoplancton de rizière a montré les impacts d'herbicides imidazolinones (miazapir+imazapique (Kifix®) aux doses appliquées en riziculture de 75 + 25 g sa/L) sur la structure taxonomique du phytoplancton (impactant en particulier certaines espèces de cyanobactéries) (Reck *et al.*, 2018). Joly *et al.* (2014) ont testé en microcosmes trois herbicides (formulations) aux doses généralement appliquées au champ et sur deux types de sols. Le S-métolachlore (2,1 L/ha de Dual gold safeneur®, soit 1921,5 g sa/ha) impacte la biomasse et la structure des communautés d'algues et cyanobactéries, alors que la mésotrione et le nicosulfuron (1,5 L/ha de Callisto® et Milagro®, soit 150 et 60 g sa/ha respectivement) n'impactent pas significativement ces communautés microbiennes photosynthétiques. Crouzet *et al.* (2013) obtiennent des effets de la mésotrione à une concentration égale à 100 fois la dose au champ (1750 g sa/ha, soit 264 µg sa/g sol).

Nous avons construit la Figure 6-11 sur la base des résultats de diverses études appliquées aux communautés microbiennes phtosynthétiques. Elle présente les gammes de concentrations en herbicides ayant un impact sur la diversité des communautés microbiennes photosynthétiques des sols. Ces données proviennent principalement de la revue de Pipe (1992) (un certain nombre de ces molécules ne sont plus appliquées en agriculture) et de travaux réalisés en France (Bérard *et al.* (2004), Crouzet *et al.* (2013; 2019), Joly *et al.* (2014)). A l'exception de la mésotrione, les toxicités se situent environ entre 1 et 20 µg sa/g de sol.

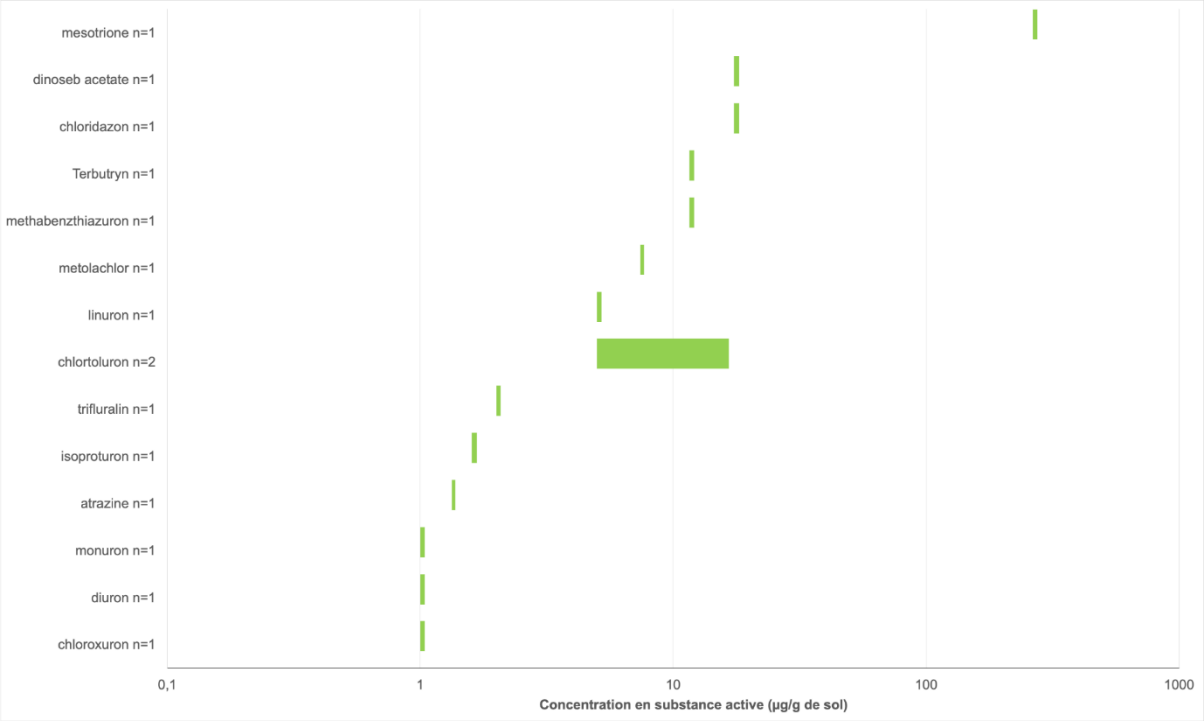


Figure 6-11. Gammes de concentrations pour lesquelles des effets toxiques d'herbicides ont été reportés sur une composante de la biodiversité des communautés phototrophes microbiennes (cyanobactéries et microalgues) des sols.

"n=" le nombre d'études retenues pour ces valeurs à droite du nom d'herbicide (les valeurs données correspondent principalement à une étude par molécule, notons que les conditions expérimentales sont généralement différentes selon les études).
Sources : Bérard et al. (2004), Crouzet et al. (2013; 2019), Joly et al., (2014), Pipe (1992)).

A l'exception du Thirame (toxicité élevée mesurée à 0,12 mg/L sur des monocultures de cyanobactéries, Pipe (1992)) les **fongicides** ont peu d'effets significatifs aux doses appliquées au champ. On peut cependant s'interroger sur les effets délétères du cuivre sur les algues et cyanobactéries des sols. Ce métal est connu pour avoir parfois des effets drastiques sur les microorganismes photosynthétiques. En milieu terrestre (sols agricoles amendés par des boues de station d'épuration) des travaux montrent que les cyanobactéries et leur activité nitrogénase sont affectées (Dahlin *et al.*, 1997; Crouzet et Bérard, 2017) à des doses comparables et plus faibles que celles mesurées en système viticole (de l'ordre de 50 µg de Cu/g de sol). Or, l'étude de Zancan *et al. (2006)* a constaté des diversités et biomasses algales et cyanobactériennes particulièrement faibles dans le sol d'un site viticole en comparaison à d'autres types d'agrosystèmes. Les auteurs suggèrent un impact du cuivre sur les microorganismes phototrophes. Une étude en microcosmes réalisée avec deux types de sols confirme les effets délétères d'application de fongicides à base de cuivre ($CuSO_4$ et oxychlorure de cuivre) à des concentrations agronomiques (0,5 kg/ha soit 9 µg/g de sol et 1,5 kg/ha soit 27 µg/g de sol respectivement pour les deux fongicides) : un mois après l'application de ce fongicide inorganique, la diversité (indice de Shannon) des algues et cyanobactéries échantillonnées en surface des sols a diminué d'un facteur de 1,6 à 2 avec la disparition d'espèces sensibles et le développement d'espèces tolérantes. L'étude montre des effets différents (intensité de l'effet, types d'espèces impactées...) selon le type de sol testé (probablement dû aux effets tampon/adsorption du cuivre plus ou moins élevés du sol et qui peuvent influencer l'exposition des organismes qui s'y développent) et selon le type de fongicide testé (le $CuSO_4$ paraissant plus toxique que l'oxychlorure de cuivre), ainsi qu'un effet dose/réponse sur la diversité. L'étude suggère qu'il peut aussi y avoir des effets indirects aux fortes doses agronomiques de cuivre testées (9 à 15 kg/ha) avec l'apparition et le développement d'espèces algales tolérantes, probablement favorisées par la disparition des organismes brouteurs inhibés à ces doses élevées (Kuzyakhmetov, 1998).

Les **insecticides** ont généralement peu d'effets significatifs sur les cyanobactéries et les algues de sol et de rizière. Dans certains cas, on observe même des effets indirects positifs en rizière expliqués par l'inhibition des populations de brouteurs par les insecticides : la revue de Kaushik *et al.* (2019) cite plusieurs travaux sur les organophosphorés (parathion, méthylparathion, phorate appliqués à des doses d'application en rizière), confirmés par l'étude de Dash *et al.* (2018) (phorate, quinalphos = ekalux, méthylparathion à la dose de 1 kg sa/ha). Cependant ces effets « positifs » sur les communautés algales et cyanobactériennes, ne le sont pas nécessairement pour l'écosystème car ces communautés sont alors déstructurées. De plus, l'utilisation à long terme d'insecticides pourrait provoquer la prolifération de brouteurs d'algues résistants à ces molécules, dont la pression de broutage sur d'autres microalgues, sélectionnerait certains groupes de cyanobactéries formant des macrocolonies mucilagineuses et filamenteuses (Roger, 1995). Il peut arriver qu'en rizière des développements d'algues et de cyanobactéries à certaines périodes du cycle de culture, puissent induire des problèmes de croissance du riz (Fujita et Nakahara, 2006). Notons à ce propos que la problématique concernant les impacts des cyanotoxines produites par certaines cyanobactéries (aquatiques, mais aussi terrestres) sur le fonctionnement des écosystèmes, la phytoxicité et la phyto-accumulation en milieu terrestre, est un sujet récemment mis en exergue (Maity *et al.*, 2021). Par ailleurs, certains organochlorés (DDT à 50-60 ppm, BHC aux doses d'application au champ) ont des effets négatifs sur les populations de cyanobactéries et d'algues en rizière (Kaushik *et al.*, 2019). Une étude de terrain sur un ancien site de stockage de pesticides, a montré des effets négatifs sur les biomasses et la composition taxonomique algale et cyanobactérienne à des concentrations de 27 à 34 mg de DDT/kg de sol (Megharaj *et al.*, 2000). Das et Adhikary (1996) ont testé au laboratoire trois insecticides sur 10 souches de cyanobactéries fixatrices d'azote (et appartenant à cinq genres): leur étude confirme la toxicité d'un organochloré (endosulfan) et du carbamyl avec des CE_{50} minimales (0,013 et 5,1 ppm respectivement) proches des concentrations observées en rizière à l'époque. Ils ont observé aussi des différences de sensibilité entre les espèces et entre les genres de cyanobactéries vis-à-vis d'un même insecticide, suggérant des effets possibles sur la diversité *in situ*.

Peu de travaux ont comparé les effets de formulation avec ceux de la substance active correspondante, mais l'étude en microcosmes de Crouzet *et al.* (2013) a révélé que la formulation (Callisto) était plus toxique (effet sur la chlorophylle à des concentrations mesurées dans le sol 14 jours après application, de l'ordre de 16 µg sa/g sol) pour les algues et cyanobactéries que la substance active correspondante (mésotrione), probablement en lien avec une plus grande biodisponibilité dans le sol, favorisée par les adjuvants et surfactants.

2.1.2.3. Milieux Eaux douces / microorganismes photosynthétiques et macrophytes

Impacts des pesticides organiques

Les trois quarts des travaux publiés rapportent les effets toxiques d'herbicides, alors que l'impact de fongicides (13% des travaux) et d'insecticides (12%) est moins souvent rapporté, soit parce que ces substances qui ne ciblent pas les producteurs primaires sont moins étudiées, soit parce que leur écotoxicité vis-à-vis d'organismes non-cibles est moindre que celle des herbicides. En effet, les concentrations testées ayant un impact sur la biodiversité des communautés microbiennes phototrophes se veulent environnementalement réalistes pour ce qui concerne l'exposition aux herbicides (de l'ordre de quelques µg/L de substance active à quelques centaines de µg/L, correspondant à des situations de pic de contamination), alors que les fongicides (notamment les strobilurines azoxystrobine et pyraclostrobine) sont appliqués dans les expériences publiées à des concentrations largement supérieures (de l'ordre du mg/L, par ex. Lu *et al.* (2019b), Zhang *et al.* (2020)).

Les études en milieu contrôlé ciblent généralement un composé ou des mélanges simples. Parmi les herbicides dont la toxicité individuelle a été démontrée, les plus fréquemment étudiés sont les triazines (atrazine en particulier, mais aussi symétryne, et d'autres dont l'irgarol) et les phénylurées (en particulier l'isoproturon et le diuron). Les concentrations pour lesquelles des impacts sur la biodiversité ont été observés concordent avec les valeurs d'écotoxicité obtenues par des tests réalisés sur des monocultures algales (Vonk et Kraak, 2020) (Figure 6-12). En effet, les auteurs ont rassemblé les études effectuées sur des cultures monospécifiques de microalgues comportant des valeurs de CE_{50}. Ils en ont tiré des distributions de sensibilité des espèces (Species Sensitivity Distribution, SSD) ainsi que des concentrations seuils dénommées Hazardous Concentrations (HC), généralement utilisées comme critères de protection de l'environnement. Ainsi, il est considéré que la HC_5, qui affecte donc 5% des espèces testées, doit permettre de protéger 95% des espèces de l'écosystème considéré, à condition d'avoir un jeu de données suffisamment représentatif (Figure 6-13).

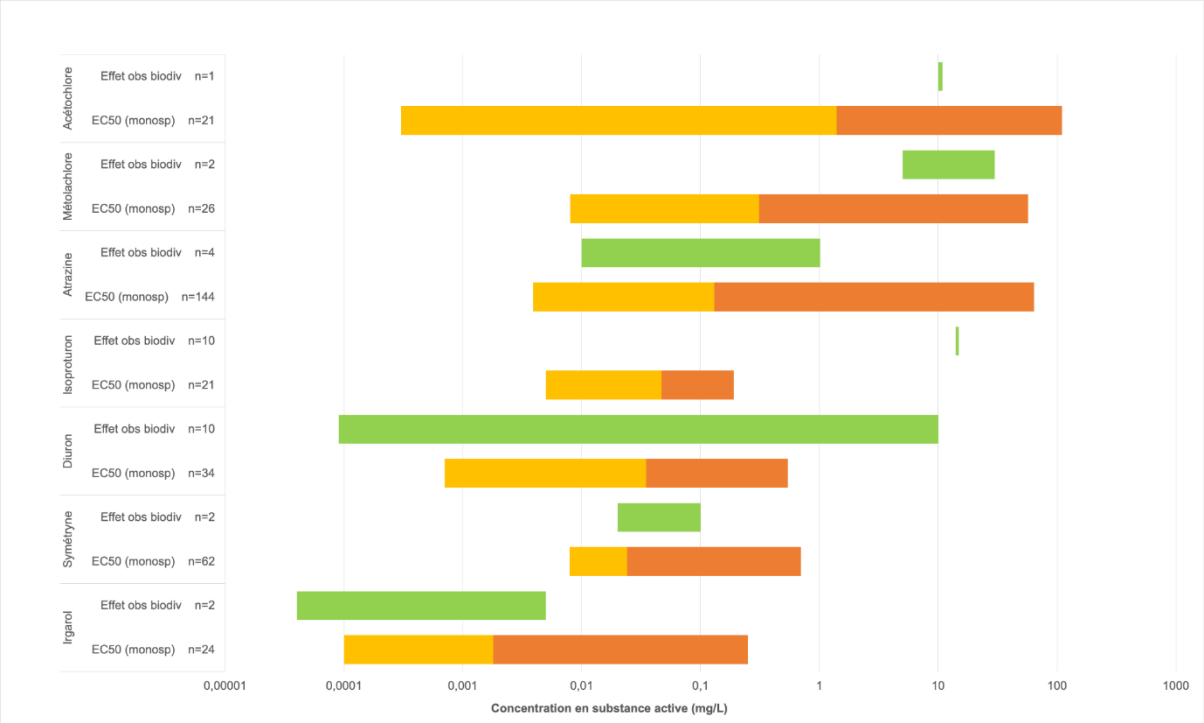


Figure 6-12. Gammes de concentrations en herbicides pour lesquelles des effets toxiques ont été rapportés sur les communautés microbiennes photosynthétiques d'eaux douces.

"n=" le nombre d'études retenues pour ces valeurs à droite du nom d'herbicide. En vert : gammes de concentrations pour lesquelles des effets significatifs ont été observés sur une composante de la biodiversité des communautés phototrophes microbiennes (corpus de cette ESCo analysé). En orange : gammes de valeurs de CE_{50} obtenues par des tests monospécifiques sur microalgues d'eau douce (changement de couleur autour de la médiane des valeurs, source : Vonk et Kraak, 2020).

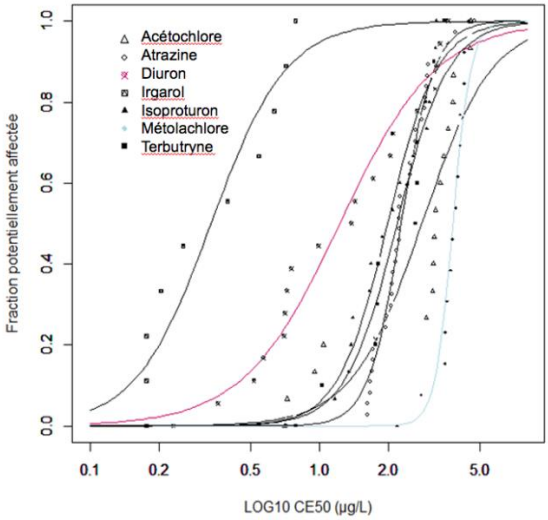


Figure 6-13.a. Exemple de courbes SSD (Species Sensitivity Distribution) de chaque PPP obtenues à partir de la sensibilité de diverses espèces de producteurs primaires (microorganismes d'eau douce). Les courbes sont basées sur les valeurs de CE_{50} des 7 PPP étudiés. D'après : Fiawoo (2021) (Ces SSD ont été réalisées à partir des résultats de l'ESCo requête ecotox microphytes eau douce et des données de la revue de Vonk et Kraak (2020), pour des expositions de 96h).

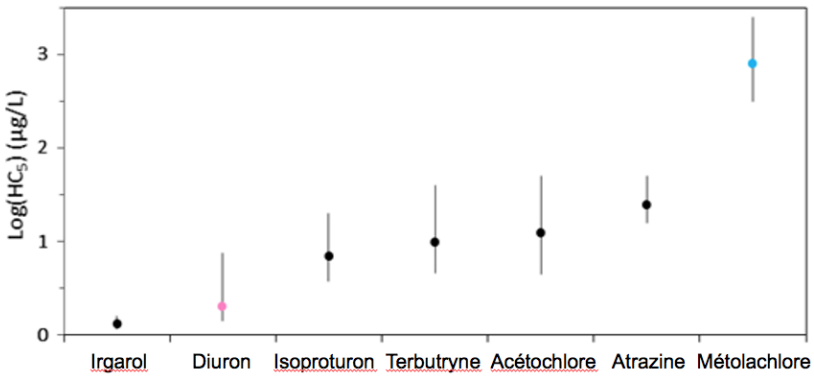


Figure 6-13.b. « Hazardous concentrations » (HC5) extrapolées à partir des courbes SSD de CE_{50} (voir Fig.3.12-a). D'après: Fiawoo (2021)

Ces données confirment l'extrême toxicité des triazines (Leboulanger *et al.*, 2001; Rohr et Crumrine, 2005; Chang *et al.*, 2011) et du diuron (Pesce *et al.*, 2011) pour les communautés microbiennes autotrophes, et des impacts moindres (à concentration égale) des chloroacétanilides (Pesce *et al.*, 2011; Roubeix *et al.*, 2012a).

Récemment, suivant les interdictions d'usage agricole des triazines et phénylurées, les études ont progressivement concerné l'effet du glyphosate et dernièrement de l'azoxystrobine (fongicide) sur la biodiversité des producteurs primaires des eaux douces. Certaines expériences décrivent les effets de mélanges binaires ou ternaires de PPP (voir la revue bibliographique de Debenest *et al.* (2010)).

La plupart des études démontrant un impact du glyphosate sous la formulation commerciale Roundup® sur la biodiversité des microalgues d'eau douce ont testé des concentrations élevées (6-12 mg/L ; Perez *et al.* (2007), Pesce *et al.* (2011)). Ces travaux mettent en évidence une réduction de la biomasse de micro- et nanophytoplancton (parallèlement à l'augmentation des picocyanobactéries) ou de périphyton. Dans une expérience plus récente, Smedbol *et al.* (2018) ont utilisé des concentrations inférieures de plusieurs ordres de grandeur, et ainsi plus réalistes environnementalement (1, 5, 10, 50, 100, 500 et 1000 µg sa/L) de la formulation Factor 540® et démontré des impacts physiologiques sur les communautés phytoplanctoniques à partir de 1 µg/L, ce qui pourrait mettre en évidence le rôle important des adjuvants de la formulation dans la toxicité observée. Vera

et Trinelli (2021) ont également mis en évidence des modifications dans la structure taxonomique de périphyton exposé durant 7 jours à 0,4 et 4 mg/L de substance active. L'exposition au glyphosate a induit une sélection des diatomées et des cyanobactéries au détriment des chlorophycées. La récupération de ces communautés post-exposition a été possible pour la concentration la plus faible, en revanche la proportion de chlorophycées périphytiques, pour l'exposition à 4 mg/L, n'est pas retournée à la normale après 21 jours en milieu non contaminé. Dans une étude ciblée sur les communautés de diatomées, Corrales *et al.* (2021) n'observent pas d'effet du glyphosate (concentrations testées : 1, 3, 5 and 10 mg/L) sur la diversité spécifique des biofilms issus de milieux hypereutrophes, mais mettent néanmoins en évidence des changements marqués dans la composition spécifique (sélection et développement d'espèces tolérantes) à partir de 10 jours d'exposition pour les concentrations 5 et 10 mg/L, très supérieures aux concentrations détectées dans les milieux aquatiques.

Dans les études de terrain, les mixtures environnementales complexes sont caractérisées par des composés individuels généralement présents à des concentrations inférieures à la dizaine de µg/L (Morin *et al.*, 2009; Murdock *et al.*, 2013; Stenstrom *et al.*, 2021). Les impacts sur la biodiversité des communautés, quoique plus difficiles à démontrer sans équivoque qu'en conditions de laboratoire (notamment du fait de la présence concomitante de nutriments - voir section 2.1.3), ont été observés avec par exemple la sélection de traits spécifiques. Par exemple, à l'aval de cours d'eau contaminés par les PPP est reportée une sélection d'espèces tolérantes comme les petites diatomées pionnières du groupe des Achnanthales, au détriment d'espèces plus lentes à coloniser les milieux, qui sont typiques d'environnements moins perturbés (Morin *et al.*, 2009). Les espèces de diatomées à même de coloniser les milieux eutrophes/hypereutrophes, comme *Nitzschia palea* ou *Planothidium frequentissimum*, sont souvent considérées comme plus tolérantes aux pollutions par les herbicides (e.g. Debenest *et al.* (2010), Corrales *et al.* (2021)). Ces modifications de composition expliquent en partie les changements dans la tolérance des communautés aux contaminants (voir Partie II, Annexe sur la méthode PICT).

Impacts du cuivre

Les conséquences d'une exposition au cuivre sur la biodiversité des producteurs primaires en eaux douces ont historiquement été étudiées dans des bassins versants industriels et miniers, générant un relargage chronique de cuivre (entre autres métaux ; par ex. Genter et Lehman (2000), Hirst *et al.* (2002), Lavoie *et al.* (2012), Nakanishi *et al.* (2004)) ou des pollutions accidentelles (ex. Kiss *et al.* (2002)). La bibliographie relative aux effets potentiels du cuivre sur l'écosystème aquatique et sa composante végétale est donc historiquement plus abondante, même si les concentrations d'exposition attendues en milieu agricole (Navarro *et al.*, 2002; Montuelle *et al.*, 2010) sont inférieures à celles des bassins industriels (pouvant atteindre les mg/L, contre généralement pas plus de quelques dizaines de µg/L en zone agricole). Les travaux évaluant les effets chroniques du cuivre sur la biodiversité du phytoplancton et du périphyton d'eau douce en conditions contrôlées considèrent généralement des concentrations d'expositions inférieures à la centaine de µg/L. Le Jeune *et al.* (2007) ont ainsi démontré qu'une exposition de 27 jours à 80 et 160 µg/L causait des diminutions significatives dans la biomasse et la composition du picophyto-plancton et des picocyanobactéries, conduisant à une prédominance du phytoplancton eucaryote du fait de change-ments dans les relations de compétition. Des concentrations de l'ordre de la vingtaine de µg/L suffisent à réduire fortement, en quelques semaines, la biomasse de périphyton mature (Serra et Guasch, 2009; Lambert *et al.*, 2016; Pesce *et al.*, 2018), même si cela n'est pas toujours le cas (Tlili *et al.*, 2010). Dans ces conditions, les algues vertes sont généralement favorisées, au détriment des diatomées (Serra et Guasch, 2009; Lambert *et al.*, 2016), alors que les cyanobactéries semblent indifférentes voire tolérantes (Massieux *et al.*, 2004; Serra *et al.*, 2009).

Diverses études ont mis en évidence des effets importants du cuivre sur la composition taxonomique des communautés de diatomées, composante microalgale la plus largement étudiée. Ces effets comprennent des changements dans la diversité spécifique (Serra *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2017), une sélection d'espèces tolérantes du genre *Achnanthidium* (Nakanishi *et al.*, 2004; Lavoie *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2017) ou *Nitzschia* (Pesce *et al.*, 2018) ainsi qu'une augmentation de la proportion de cellules déformées (Lavoie *et al.* (2012), Morin *et al.* (2012a)).

L'exposition au cuivre peut également impacter la physiologie des communautés de producteurs primaires : une réduction significative de l'activité photosynthétique des communautés microbiennes phototrophes a été démontrée

à des concentrations parfois bien inférieures au mg/L (Massieux *et al.*, 2004; Tlili *et al.*, 2010; Oukarroum *et al.*, 2012) mais cet impact étant parfois transitoire (Barranguet *et al.*, 2003). Ces résultats sont confirmés par des estimations de sensibilité élevée à l'échelle de la communauté : Barranguet *et al.* (2002), Guasch *et al.* (2002), Navarro *et al.* (2002), Lambert *et al.* (2012) ont par exemple établi des CE_{50} basées sur la physiologie algale, inférieures à 100 µg/L.

En résumé, tous ces travaux convergent vers la conclusion d'une toxicité avérée du cuivre, à des concentrations environnementales, pour une ou plusieurs des composantes de la biodiversité des microalgues d'eau douce.

Impacts indirects

La présence d'organismes herbivores module fréquemment les réponses des communautés phototrophes : les interactions sont souvent marginales mais peuvent être notables dans le cas des insecticides (Cothran *et al.*, 2011; Hua et Relyea, 2012) où l'on note peu d'effets directs sur les producteurs primaires mais des modifications liées aux interactions trophiques, la toxicité sur les brouteurs favorisant indirectement le développement des algues. Les effets combinés du broutage par la patelle d'eau douce et de l'exposition au cuivre de biofilms naturels ont été étudiés par Barranguet *et al.* (2003) : en présence des gastéropodes, les impacts du cuivre sur la photosynthèse étaient limités à faible dose (Cu=64 µg/L) mais très marqués, et durables, pour une concentration en cuivre deux fois supérieure. Le Jeune *et al.* (2007) rapportent également un impact du cuivre, à des concentrations du même ordre, sur le plancton algivore. Des modifications dans l'occupation des niches libérées par les organismes les plus sensibles sont également rapportées, entre algues et communautés fongiques et/ou bactériennes en particulier lors d'expositions à des fongicides ou des PPP à large spectre (Lu *et al.*, 2019a).

Sur la base des résultats de tests monospécifiques réalisés sur macrophytes d'eau douce (compilation de Vonk et Kraak (2020)), différentes familles d'herbicides ont été identifiées comme pouvant être potentiellement toxiques chez les espèces macrophytes. Les inhibiteurs de la photosynthèse (isoproturon, simazine, etc., HRAC 5), les herbicides de type hormone (2,4-D, dicamba, etc. HRAC 4) et les inhibiteurs de la synthèse des lipides (métolachlore, acétolachlore, etc., HRAC 15) (Figure 6-14).

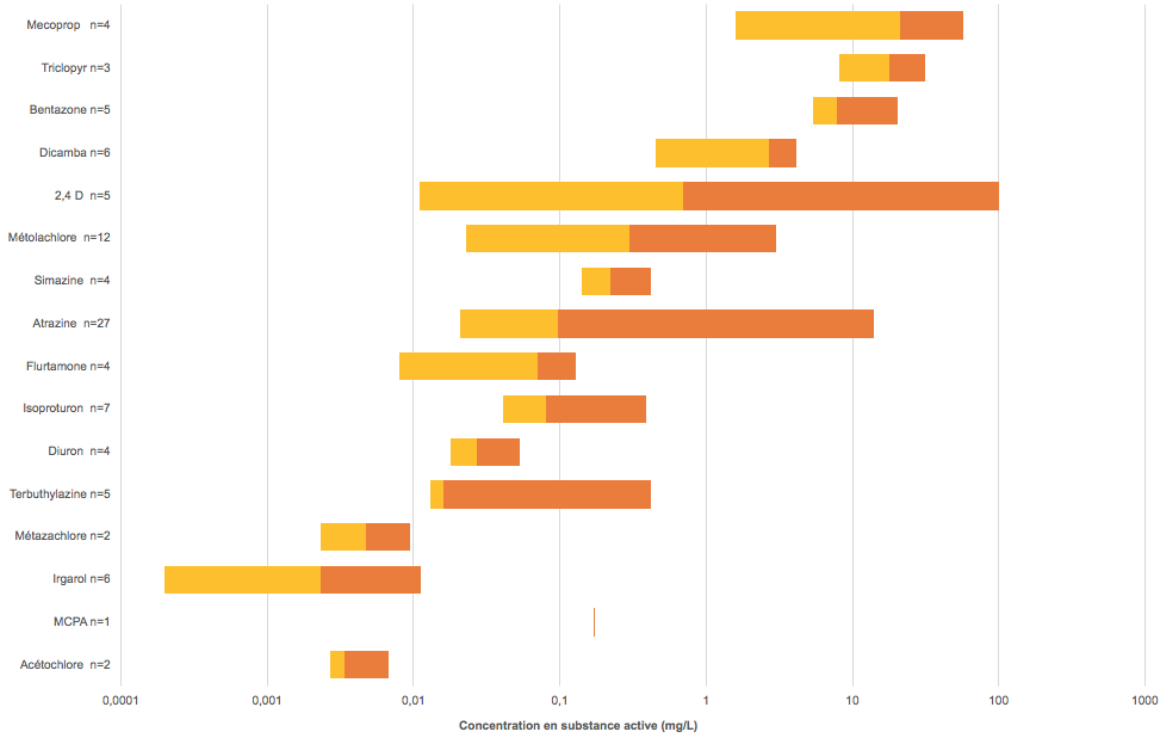


Figure 6-14. Gammes de valeurs de CE_{50} obtenues par des tests monospécifiques sur macrophytes d'eau douce.
"n=" le nombre d'études retenues pour ces valeurs à droite du nom d'herbicide (changement de couleur autour de la médiane des valeurs, source : Vonk et Kraak, 2020).

2.1.2.4. Milieux marins / microorganismes photosynthétiques et macrophytes

Les effets notés comme directs selon les auteurs, apparaissant comme toxiques pour les communautés photosynthétiques microbiennes à des concentrations considérées comme réalistes du point de vue environnemental, sont rassemblés ci-après :

Impacts des substances organiques à usage non-herbicide

- Une diminution du biovolume des phototrophes et une disparition de cyanobactéries après 72 h d'exposition du périphyton estuarien naturel à 10 µg/L de l'insecticide endosulfan (DeLorenzo *et al.*, 1999b).
- Une diminution de la croissance du biofilm marin après 72 h d'exposition au fongicide tolylfluanide : CE_{10} de 1,88 [0,94-3,82] µg/L et CE_{50} de 22,6 [15,3-34,7] µg/L (Arrhenius *et al.*, 2014). (Remarque : toxicité non confirmée dans l'étude de Ohlauson et Blanck (2014)).

Impacts du cuivre

Les effets du cuivre sont relativement variables, bien que certains cas méritent d'être cités. En effet, dans certains contextes, il se peut que des éléments des communautés microbiennes photosynthétiques aient une sensibilité marquée à cet élément à de faibles concentrations. Ainsi, un déclin de l'activité photosynthétique des communautés phytoplanctoniques marines a été mesuré par Gustavson *et al.* (1999) à 6 et 15 µg/L de cuivre, alors qu'une acquisition de tolérance s'est manifestée dès 1 µg/L d'exposition. Une diminution de l'abondance des cyanobactéries du genre *Synechococcus* a été notée après 7 jours d'exposition de communautés naturelles de phytoplancton marin à 2,5 µg/L de cuivre (De la Broise et Palenik, 2007). Stachowski-Haberkorn *et al.,* (2014) ont obtenu des CE_{10} inférieures à 5 µg/L de cuivre, sur l'efficacité de photosynthèse et l'abondance de populations photosynthétiques estuariennes, avec une sensibilité particulièrement marquée du genre *Synechococcus.* Biswas et Bandyopadhyay (2017) ont montré une sensibilité des communautés phytoplanctoniques au cuivre inverse au gradient de contamination des eaux, avec des diminutions de la biomasse phytoplanctonique à de faibles concentrations d'exposition (3,2, 6,4 et 9,4 µg/L de cuivre).

Impacts des substances organiques à action herbicide (biocides inclus)

Les substances inhibitrices du photosystème II sont sans aucun doute celles qui ont les impacts directs les plus toxiques, et ce à plus faible dose. Elles sont aussi les plus documentées. Ainsi, l'irgarol est certainement la molécule avec le potentiel toxique le plus élevé à de faibles concentrations. Sa CE_{50} a été déterminée par Dahl et Blanck (1996) sur la production primaire de périphyton marin après une exposition de courte durée -1 heure- (1,01-1,52 µg/L) et une exposition de trois semaines (0,21 µg/L), révélant une toxicité très élevée pour les organismes photosynthétiques. Plus récemment, Arrhenius *et al.* (2014) ont obtenu des valeurs de CE_{10} de 17,7 [7,6-25,3] ng/L et de CE_{50} de 0,24 [0,18-0,35] µg/L tout à fait comparables sur la croissance du périphyton marin. Devilla *et al.* avaient également relevé des effets de l'irgarol dès 0,5 µg/L (Devilla *et al.*, 2005a) avec des diminutions de l'abondance de certains groupes phytoplanctoniques, ainsi qu'avec le diuron à 10 µg/L (Devilla *et al.*, 2005b). Bester *et al.* (1995) ont noté des effets toxiques de l'atrazine sur la biomasse et la production primaire de communautés phytoplanctoniques artificielles à de faibles concentrations (0,12-5,8 µg/L), tandis que d'autres études ont montré des effets toxiques à des concentrations d'atrazine nettement moins réalistes (DeLorenzo *et al.*, 1999a; 1999b; Mensens *et al.*, 2018). De la Broise et Stachowski-Haberkorn (2012) ont mis en évidence une modification des empreintes pigmentaires ainsi qu'une diminution de l'abondance des eucaryotes photosynthétiques dès 1 µg/L d'exposition des communautés de phytoplancton marin à la bentazone en formulation Basamaïs. Schmitt-Jansen et Altenburger (2005) ont montré une augmentation de la tolérance des communautés de périphyton marin exposées à 20 µg/L d'isoproturon.

Pour conclure, le nombre d'études disponibles permet d'affirmer que les substances les plus toxiques induisant des effets à faibles doses sur les communautés de microorganismes photosynthétiques marins sont les molécules inhibitrices du photosystème II, herbicides et biocides confondus. Un point de vigilance peut être suggéré concernant le cuivre dont les effets sont variables d'une étude à l'autre, mais qui semble potentiellement toxique à

de faibles concentrations dans certains contextes. Enfin, le manque de données disponibles ne permet pas de conclure sur les autres substances (telles que le glyphosate) ou catégories (fongicides, insecticides).

Ces constats peuvent être rapprochés des éléments apportés par la revue de Vonk et Kraak (2020), portant sur la toxicité des herbicides sur les producteurs primaires aquatiques (Figure 6-15). En effet, l'exercice effectué par Vonk et Kraak (2020) amène plusieurs constats :

- Beaucoup moins d'études sont disponibles, et moins de composés sont testés sur les espèces marines, par rapport aux données disponibles sur les espèces d'eau douce ; également, beaucoup moins d'espèces marines sont testées, représentant environ seulement un quart du nombre d'espèces d'eau douce pour lesquelles des données sont disponibles. Ce manque de données entrave l'identification des sensibilités espèces-spécifiques et herbicides-spécifiques, et donc l'extrapolation aux écosystèmes.
- Le manque de données, couplé à la variabilité des seuils de réponse détectés, ne permettent pas de classer les herbicides selon leurs effets sur les producteurs primaires marins.
- Seules deux SSDs ont pu être construites, avec l'atrazine et l'irgarol, démontrant la toxicité bien plus élevée de ce dernier sur les producteurs primaires marins, comme vu avec les études sur les communautés naturelles. L'atrazine a ainsi une HC5 comprise entre 15,2 [10-23,1] et 34,8 [26,7-45,3] µg/L, quand celle de l'irgarol est de 0,082 [0,05-0,12] à 0,123 [0,04-0,36] µg/L.
- Les auteurs concluent que les connaissances sur la toxicité des herbicides sur les producteurs primaires marins sont en retard par rapport à l'eau douce et que des recherches supplémentaires sont nécessaires.

Les constats effectués sur les communautés, pour lesquelles nous disposons de beaucoup moins de données que sur les tests monospécifiques, sont encore plus criants.

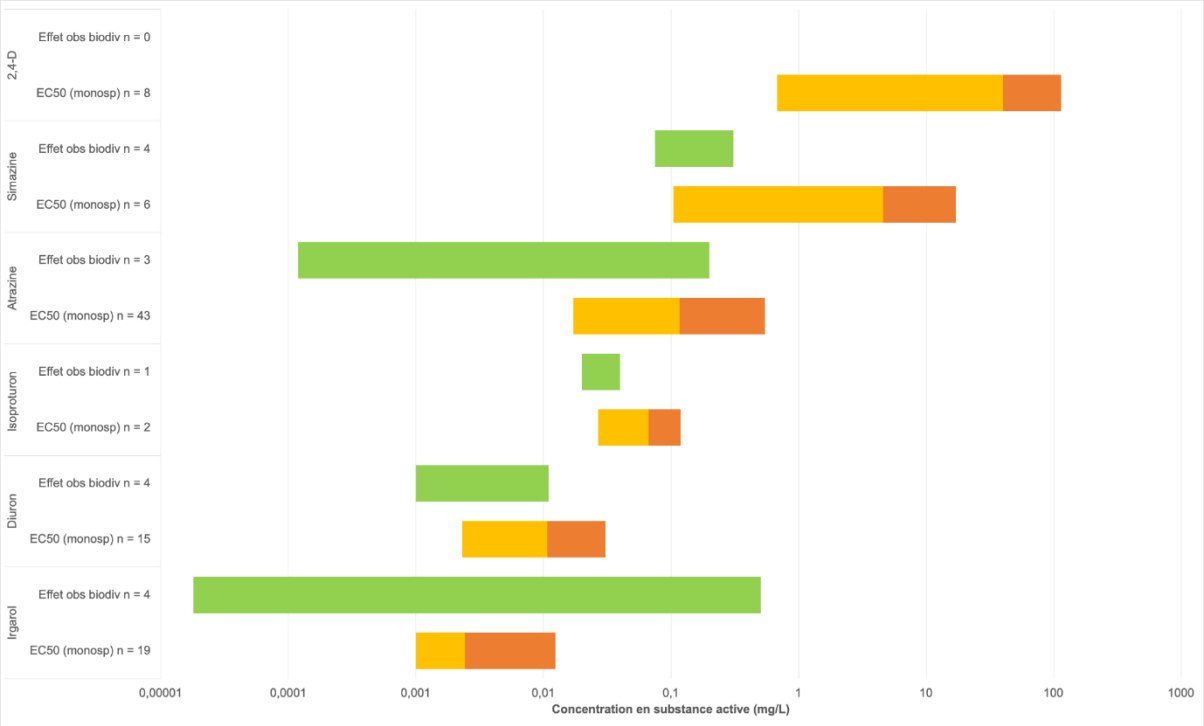


Figure 6-15. Gammes de concentrations en herbicides pour lesquelles des effets toxiques ont été reportés sur les communautés photosynthétiques marines (microalgues, cyanobactéries et macrophytes).

"n=" le nombre d'études retenues pour ces valeurs à droite du nom d'herbicide. En vert : gammes de concentrations pour lesquelles des effets significatifs sur une composante de la biodiversité des communautés phototrophes ont été observés (corpus analysé dans cette ESCo). En orange : gammes de valeurs de CE_{50} obtenues par des tests monospécifiques (changement de couleur autour de la médiane des valeurs. Source : Vonk et Kraak (2020).

D'une manière générale concernant les communautés microbiennes photosynthétiques des milieux aquatiques, 20 ans après la revue effectuée par DeLorenzo *et al.* (2001), les connaissances sont toujours lacunaires dans les champs d'investigation suivants (communautés naturelles et marines plus particulièrement) :

- Effets conjugués des facteurs de l'environnement et impacts des PPP (paramètres physico-chimiques de l'eau, nutriments, formes chimiques des contaminants, interactions au sein de la boucle microbienne, etc.) (voir section 2.1.3) ;
- Intégration des différents compartiments dans les essais (compartiment sédimentaire notamment) ;
- Effets des mélanges de PPP : même si les interactions (de type additivité, antagonisme, synergie) entre contaminants chimiques (notamment les PPP) sont de mieux en mieux documentées grâce aux apports de la modélisation associée à des essais monospécifiques en laboratoire (Cedergreen, 2014; Hernandez *et al.*, 2017), leur transposition à des modèles biologiques d'exposition plus complexes constitue un verrou majeur. L'approche dite "*effect directed analysis*" (EDA) semble la plus pertinente et prometteuse à ce jour : elle consiste à tester la toxicité d'extraits concentrés issus d'échantillonneurs passifs placés dans l'environnement pour, ensuite, tenter d'identifier les composés responsables de la toxicité observée, au moyen d'un couplage avec des essais en laboratoire (Kim Tiam et al., (2016), Gardia-Parege *et al. (2022)*). Il est alors envisageable de proposer une approche complémentaire intégrant les composés identifiés par l'EDA pour étudier les effets des molécules seules et en mélanges plus ou moins complexes, plus finement, en conditions contrôlées, sur les composantes multiples des communautés de producteurs primaires.
- Effets des produits de dégradation des PPP : même si les effets sur quelques-uns des produits de dégradation de certaines substances (métabolites du diuron, de l'atrazine) ont été abordés d'après les références bibliographiques traitées, ces aspects paraissent encore peu documentés.
- Enfin, les effets des PPP en formulation commerciale par rapport aux substances actives testées seules font l'objet de questionnements pour lesquels peu de réponses ont été apportées jusqu'alors. Bien que l'argument d'une dissociation rapide entre adjuvants et substances actives dans le milieu aquatique tendrait à minimiser la pertinence de tels tests/études, il semblerait que les formulations puissent abaisser les seuils de réponses lors d'expositions. C'est également un pan de la recherche qui est sous-documenté et sur lequel des conclusions argumentées ne peuvent être apportées sans compléments solides.

A partir des valeurs de toxicité des Figures 6-10-11-13-14-15, nous avons généré la Figure 6-16 pour comparer les effets de différentes familles d'herbicides sur les différents groupes de producteurs primaires. Ces résultats n'ont pas l'ambition d'être exhaustifs, l'objectif de cette figure étant de comparer de manière qualitative les classements de toxicité des herbicides selon leur mode d'action[7]. Ainsi pour les microalgues et cyanobactéries : quel que soit le milieu (terrestre, eau douce, marin), les inhibiteurs du PSII (HRAC-5) sont les plus toxiques devant d'autres modes d'action (HRAC-4-15-24-27). Concernant les macrophytes, parmi les PPP les plus toxiques il y a une plus grande diversité de modes d'actions : si les inhibiteurs du PSII restent parmi les plus toxiques, certaines molécules citées comme peu toxiques pour les microalgues, le sont plus pour les macrophytes (acétochlore, métazachlore-HRAC-15, MCPA-HRAC-4). Ces différences observées des classements de toxicité entre macrophytes et microalgues, sont probablement le reflet des voies d'expositions (feuilles dans l'eau / racines dans les sédiments pour les macrophytes ; dans l'eau pour les microalgues planctoniques) et de cibles multiples (pluricellulaires avec organes différenciés pour les macrophytes ; unicellulaires pour les microalgues), pouvant dépendre de la substance active considérée (exemple : selon l'affinité de la substance pour l'eau ou le sédiment). Notons que dans l'étude en mésocosmes de Wendt-Rasch *et al.* (2003) -impliquant macrophytes, périphyton sur les feuilles de macrophytes et phytoplancton- si les macrophytes ont été inhibés (limitation de la croissance des racines) par le metsulfuron-méthyle dès la concentration de 1µgsa/L, le phytoplancton n'était toujours pas impacté à une concentration de 20 µgsa/L. Un autre aspect qui différentie les macrophytes des microalgues est le temps de génération et le fait que ces organismes sont fixes (en comparaison avec le phytoplancton), ce qui suggère qu'ils ont une capacité d'intégration de la contamination ambiante sur le long terme. On remarque de plus sur cette figure, que les

[7] https://www.hracglobal.com/ [Consulté le 15/01/2022]

molécules herbicides dont la toxicité a été démontrée (et dont les résultats sont publiés) ces 20 dernières années, sont différentes pour les plantes supérieures terrestres en comparaison avec les autres organismes photosynthétiques des milieux aquatiques et les microalgues terrestres. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que les herbicides étudiés en écotoxicologie sur les plantes supérieures terrestres sont aussi testés pour leur efficacité d'application au champ : ce sont donc généralement des molécules autorisées actuellement et qui de plus, sont appliquées à des doses beaucoup plus faibles que les anciennes molécules. En milieu aquatique on retrouve plus facilement des molécules ayant été appliquées au champ à fortes doses et qui restent encore présentes dans le milieu, malgré leur interdiction dans certains pays européens (mais elles restent d'actualité dans d'autres régions du Monde, exemple le diuron). Cela explique (outre le fait qu'étant bien connues pour leur forte toxicité, ces molécules sont utilisées comme « contaminants modèles » pour aborder des processus écologiques/écotoxicologiques), qu'il y ait encore des études écotoxicologiques en milieu aquatique appliquées à ces molécules plus anciennes. Concernant les microalgues terrestres, la plupart des études sont anciennes, testant des PPP anciens. Le classement de toxicité des plantes terrestres est donc difficile à comparer avec les autres classements, mais on retrouve des sulfonylurées (HRAC-2) parmi les plus toxiques (qui semblent aussi toxiques pour les macrophytes d'après l'étude en mésocosmes de Wendt-Rasch *et al.* (2003) sur le metsulfuron-méthyle à une concentration de 1µgsa/L) et les herbicides proxys d'hormone (HRAC-4) parmi les moins toxiques.

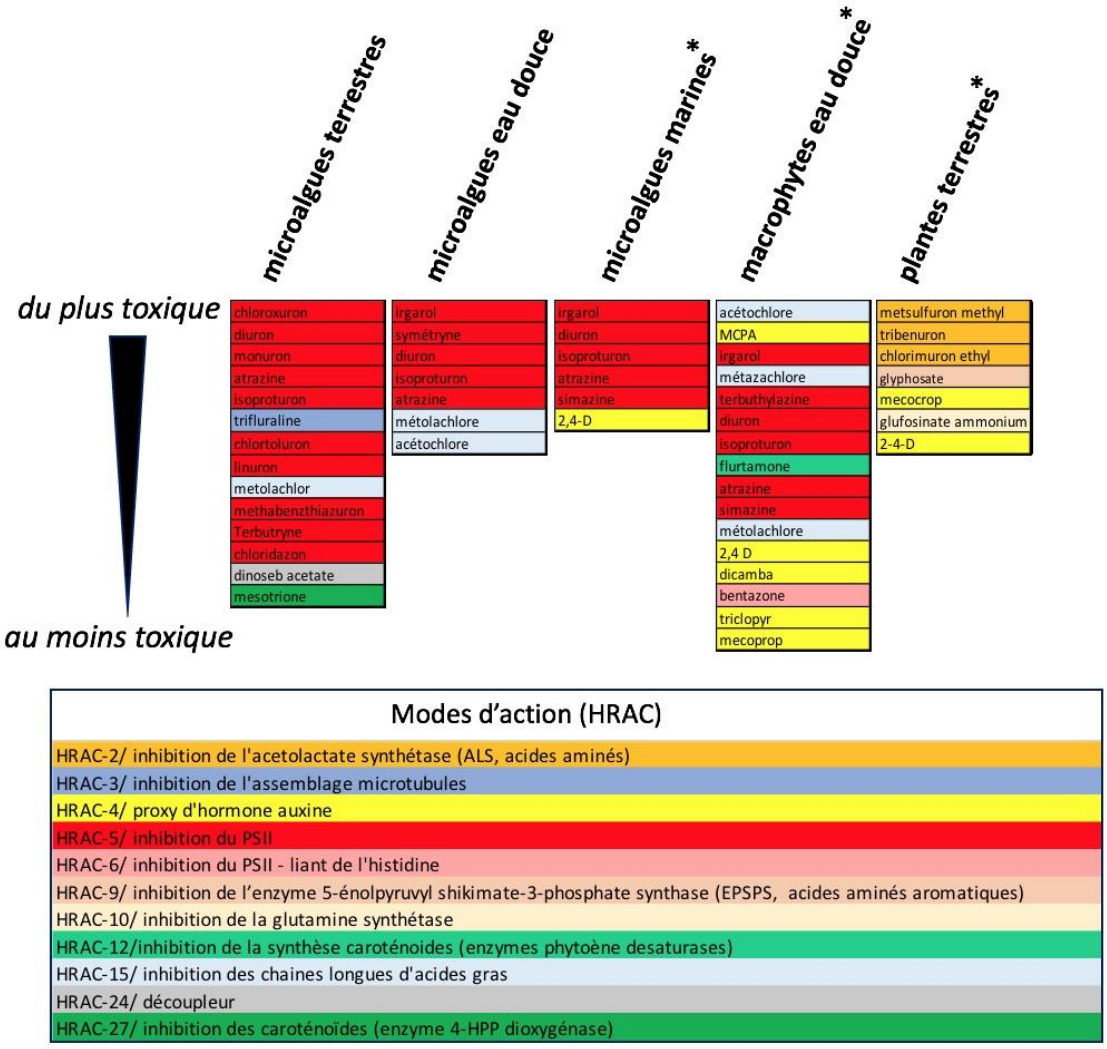


Figure 6-16. Classement des PPP par ordre de toxicité sur les grandes classes d'organismes photosynthétiques, d'après les données des Figures 6-10 à 6-15. Les codes couleurs sont définis selon les modes d'actions (https://www.hracglobal.com/). * : Les classements de toxicité des herbicides vis-à-vis des macrophytes et des plantes supérieures terrestres ont été réalisés à partir d'études monospécifiques. Concernant les micoralgues marines, la molécule 2,4-D n'a aussi été testée qu'en cultures monospécifiques.

Cette Figure 6-16 montre donc de manière générale que les triazines et urées substituées (HRAC 5 et HRAC2) sont les plus toxiques, alors que les proxys d'hormones sont les moins toxiques (HRAC4) pour les producteurs primaires.

2.1.3. Quels sont les facteurs modulant les impacts des PPP sur la biodiversité (effets mélanges, stress environnementaux...) ?

2.1.3.1. Milieux terrestres / plantes

Les effets « mélanges » entre herbicides et avec d'autres PPP, ne sont que peu pris en compte ou non mesurés (observations de terrain, (Fried *et al.* (2018), Duncker *et al.* (2002), Kleijn et Snoeijin (1997)). De rares études (Schmitz *et al.*, 2013; Schmitz *et al.*, 2014a; Schmitz *et al.*, 2014b) mesurent en situation expérimentale les effets joints ou séparés de PPP avec un effet aggravant pour certaines espèces ainsi que sur la diversité et richesse spécifique des communautés végétales non cibles. Par exemple, dans une expérience au champ, Schmitz *et al.* (2014a) associent un apport d'azote, un mélange d'herbicides (mésosulfuron + iodosulfuron ; 400 g/ha) et un insecticide (lambda-cyhalothrin ; 75 ml/ha) qui sont appliqués aux doses homologuées sur la flore de bordure. Dans le premier mètre au bord de la parcelle, des effets (fertilisant * herbicides) modifient le cycle biologique d'espèces des bordures telles que les renoncules, véroniques et rumex tandis que l'insecticide n'a qu'un effet limité sur quelques espèces. Une étude récente de génotoxicité sur l'oignon (bioessai sur germination) a montré qu'à de faibles concentrations, la mésotrione (non génotoxique quand testée individuellement), appliquée à 1,8 µg/L induisait un effet synergique sur la génotoxicité de l'atrazine, appliqué à 1,5 µg/L (Felisbino *et al.*, 2018).

L'analyse des études au champ des effets des PPP est rendue complexe du fait des effets confondants avec les autres intrants (fertilisants, régulateurs). L'azote, sous forme organique ou minérale, est un intrant qui a de forts effets sur les communautés végétales (Gove *et al.*, 2007). L'effet 'aggravant' de l'action des herbicides par la fertilisation est signalé dans plusieurs études (Fried *et al.* (2018), Jüttersonke et Arlt (2004), Jüttersonke et Arlt (2002)). La fertilisation azotée est signalée comme étant le facteur qui, isolément, a le plus d'effet sur la composition de la flore des bordures (Kleijn et Snoeijing (1997), Fried *et al.* (2009b), Schmitz *et al.* (2014a; 2014b). En favorisant les plantes de type graminées (meilleure compétitivité), l'association fertilisation X herbicide contribue à la réduction de la diversité des communautés végétales des bordures (Fried *et al.* (2008), Kleijn et Snoeijing (1997), Jüttersonke and Arlt (2004)), l'effet étant d'autant plus marqué sur les plantules et sur les premiers mètres proches de la parcelle (Boutin *et al.* (2014), Jüttersonke et Arlt (2004), Jüttersonke et Arlt (2002)). L'azote peut compenser l'effet des PPP d'un côté en permettant l'augmentation de la biomasse mais peut retarder la date de floraison (Dupont *et al.*, 2018). Il est suggéré qu'à long terme, l'association des intrants (PPP et fertilisation) soit susceptible de modifier la composition globale des communautés (Fried *et al.* (2009a), Schmitz *et al.* (2014a)).

2.1.3.2. Milieux terrestres / microorganismes photosynthétiques

Comme observé en milieu aquatique, les communautés algales et cyanobactériennes des sols connaissent des successions écologiques influencées par les paramètres environnementaux. Notons par exemple le cas des rizières où non seulement les facteurs saisonniers climatiques influencent ces successions, mais aussi la culture du riz elle-même (cycles d'inondation, fertilisations, ombrage … Lin *et al.* (2013), Fujita et Nkahara (2006)). Non seulement la diversité et la structure des communautés évoluent dans le temps, mais aussi leurs activités (directement en lien avec les fonctions écosystémiques) : par exemple la revue de Kaushik *et al. (2019)* a rapporté une étude en rizière montrant qu'au cours du cycle de culture, l'activité nitrogénase cyanobactérienne avait atteint deux fois son maximum pendant les stades de tallage et de maturation du riz.

Quelques travaux sur les milieux aquatiques ont montré que ces paramètres environnementaux (température, lumière, nutriments) influençaient directement et indirectement (à travers ces successions écologiques) la sensibilité des communautés algales et cyanobactériennes aux PPP (e.g ; Bérard *et al.* (1999), et sections suivantes). Bien que non mis en évidence, il est fort probable que ce type d'interactions existe aussi en milieu terrestre, où les paramètres du milieu varient de manière exacerbée. Ainsi, dans le cadre d'une étude au laboratoire sur une souche cyanobactérienne, Wang *et al.* (2012) ont montré une augmentation du stress oxydatif (induisant

l'inhibition de la photosynthèse et la dégradation de l'ADN cellulaire) en associant l'application d'herbicides (Glyphosate et MCPA à 10µM dans le milieu de culture) et le rayonnement UVB. Un faible pH (3,5 obtenu en simulant des pluies acides) du milieu peut également accroître la sensibilité des algues et des cyanobactéries aux pesticides comme cela a été démontré avec la trifluraline, herbicide inhibiteur mitotique appliquée à la dose de 1mg/kg de so (Pipe, 1992). De plus certains paramètres variant dans le temps ou selon les échelles spatiales, sont connus pour influencer la biodisponibilité des PPP (pH, matières organiques, humidité …, voir Chapitre 4), agissant indirectement sur les effets des PPP sur les communautés biologiques des sols, dont les algues et cyanobactéries terrestres (Pipe, 1992).

Quelques travaux ont montré que des apports d'azote minéral exacerbaient l'effet négatif d'un herbicide (benthiocarbe, 1kg s.a./ha) sur la biomasse et l'activité nitrogénase des cyanobactéries diazotrophes (qui sont par ailleurs négativement impactées par des apports d'azote minéral seul) (Kaushik *et al.*, 2019). Ainsi, les pratiques culturales (comme ci-dessus la fertilisation azotée minérale, mais aussi les actions mécaniques sur le sol, (Berard *et al.*, 2004; Zaady *et al.*, 2013)), agissent aussi sur les algues et cyanobactéries terrestres, et selon la saison climatique et/ou la phénologie des cultures, l'application d'un PPP dans le milieu pourrait avoir des effets différents sur ces communautés microbiennes photosynthétiques non cibles. Enfin, les itinéraires techniques impliquent souvent des applications répétées de PPP et de mélanges de PPP, ce qui au même titre qu'en milieu aquatique (Tlili *et al.*, 2008) pourraient induire des effets aggravants. Mais très peu d'études ont été réalisées en milieu terrestre (Pipe, 1992; Joly *et al.*, 2014). Les travaux de Joly *et al.* (2014) n'ont pas mis en évidence d'effet synergique de l'addition de mésotrione (150 g sa/ha) ou de nicosulfuron (60 g sa/ha) au S-metolachlor (1921,5 g sa/ha) sur la biomasse et diversité des communautés algales et cyanobactériennes de sols (doses et pratiques successives d'application au champ reproduites en microcosmes).

2.1.3.3. Milieux eaux douces / microorganismes photosynthétiques

Différents facteurs environnementaux et biologiques sont susceptibles de moduler l'impact des PPP vis-à-vis de la biodiversité des producteurs primaires aquatiques d'eau douce.

Parmi les caractéristiques environnementales pouvant influencer la toxicité des PPP, les **conditions saisonnières** engendrent des compositions taxonomiques variables pouvant affecter la tolérance. La littérature rapporte une influence des conditions saisonnières sur la sensibilité des communautés microbiennes autotrophes. La composition taxonomique, variable selon les saisons, peut moduler la tolérance des communautés aux PPP. Dorigo *et al.* (2007) rapportent par exemple une tolérance des communautés (prélevées en amont de la rivière) au diuron plus élevées au printemps qu'en hiver, alors que Lorente *et al.* (2015) ont démontré, à partir de CE_{10} basées sur l'activité photosynthétique, que les communautés hivernales du périphyton étaient moins sensibles que les communautés estivales aux triazines atrazine, simazine et terbuthylazine. En Floride, Downing *et al.* (2004) ont également décrit des différences saisonnières de sensibilité (effets plus marqués à la saison humide) aux pesticides atrazine, chlorothalonil, et endosulfan, et notamment une réduction de la diversité de Chrysophycées, Cryptophycées, Dinophycées, Chlorophycées et Euglénophycées exposées à 20 et 200 µg/L d'atrazine. Navarro *et al.* (2002) ont également observé des différences saisonnières dans la sensibilité des biofilms au cuivre, corrélées à des changements de biomasse algale et de densités de microalgues : la tolérance mesurée (à partir des concentrations effectives inhibant 50% -CE_{50}- de l'activité photosynthétique) sur différents biofilms prélevés *in situ* était de 4 à 20 fois supérieure en été, comparée au printemps. Des études de laboratoire ont également analysé l'effet de conditions de température, de lumière ou de courant contrastées pouvant s'apparenter à de la variabilité saisonnière, venant confirmer leurs conclusions d'une sensibilité du périphyton variable au cours de l'année, à l'exposition aux PPP organiques (Pesce *et al.*, 2011; Villeneuve *et al.*, 2011) comme au cuivre (Oukarroum *et al.* (2012), Lambert *et al.* (2016), Morin *et al.* (2017), Pesce *et al.* (2018)). Les interactions entre les facteurs environnementaux (lumière et température) et le cuivre étaient généralement antagonistes (lumière : Cheloni *et al.* (2014), température : Morin *et al.* (2017)).

Les effets de **mélanges de PPP** sont majoritairement pris en compte sur le terrain. Les toxicités de ces PPP vis-à-vis des communautés sont rarement additives (mais des effets aggravants sont mentionnés dans Debenest *et al.* (2010) ou Tien *et al.* (2013)), et un faible nombre de substances dans le mélange est responsable de l'effet

global observé (Stenstrom *et al.*, 2021). Ce type de travaux focalisent généralement sur les PPP organiques ou inorganiques indépendamment, toutefois des gradients de concentrations conjoints en cuivre et herbicides (diuron et atrazine) sont parfois considérés (Navarro *et al.* (2002), Montuelle *et al.* (2010), Roubeix *et al.* (2012b)). D'autres caractéristiques physicochimiques peuvent affecter la biodisponibilité et la toxicité des composés, comme la présence de matière organique dissoute interagissant avec les PPP organiques (Morin *et al.*, 2021), la capacité de complexation des eaux ou le pH pour le cuivre (ex. Barranguet *et al.* (2000), Lejeune *et al.* (2007), Levy *et al.* (2009)) et la température du milieu qui influence l'exposition des organismes (réduction du cuivre bioaccumulé par le biofilm avec l'augmentation de température (Lambert *et al.*, 2016)).

Sur le terrain, une augmentation concomitante des concentrations en **azote et/ou phosphore** avec celles des PPP est signalée comme un facteur modifiant la structure des communautés et sa réponse à l'exposition aux pesticides organiques (Morin *et al.*, 2009) ou aux métaux (Lavoie *et al.*, 2012). Dans les bassins versants agricoles, l'impact toxique des PPP, notamment du cuivre, peut être partiellement masqué par les apports concomitants de fertilisants (Serra *et al.*, 2010; Tlili *et al.*, 2010). Guasch *et al.* (2004) ont démontré expérimentalement que le périphyton de cours d'eau oligotrophes était plus sensible au cuivre que celui de milieux plus eutrophisés. Toutefois Murdock *et al.* (2013) soulignent des divergences entre les résultats d'études de laboratoire et de terrain évaluant les effets des nutriments sur la biodiversité des microorganismes phototrophes.

2.1.3.4. Milieux marins/microorganismes photosynthétiques

Parmi les références traitant des impacts des PPP sur les microorganismes photosynthétiques marins, le sujet des facteurs qui influencent voire aggravent la toxicité des PPP n'est pas abordé en tant que tel. Pour autant, comme cela a pu être constaté dans le cas du tolylfluanide (Arrhenius *et al.* (2014), Ohlauson et Blanck (2014)) ou dans le cas du cuivre (Stachowski-Haberkorn *et al.*, 2014), les auteurs sont parfois confrontés à des variations importantes des valeurs seuils de toxicité, qui peuvent certainement s'expliquer par les changements de composition des communautés et/ou les variations des facteurs physico-chimiques de l'environnement. Cette question constitue donc un champ à investiguer. Il serait par exemple pertinent d'envisager, conjointement à l'étude de la toxicité des substances ciblées, l'étude de facteurs qui influencent naturellement les assemblages et successions des communautés photosynthétiques, en intégrant les paramètres saisonniers (température, ensoleillement, photopériode, nutriments, etc.) au moyen de microcosmes *in situ* déployés à différentes périodes de la saison de productivité primaire.

2.2. Conséquences sur les Fonctions Écosystémiques

Les producteurs primaires contribuent -au travers des processus écologiques qui les impliquent- aux 12 fonctions écologiques définies dans cette ESCo (Figure 6-17). Elles concernent la santé des sols, des milieux aquatiques et des plantes, la biodiversité, la production de matière organique, les interactions trophiques et les habitats, ainsi que la régulation des cycles de nutriments et des échanges gazeux. Par exemple, en milieu marin, de par leur première fonction physiologique de photosynthèse, les producteurs primaires sont responsables de près de 50% de la production primaire nette à l'échelle de la biosphère (Field *et al.*, 1998). Concernant les producteurs primaires, c'est d'ailleurs la fonction physiologique qui est la plus sujette aux tests écotoxicologiques, avec l'évaluation de la biomasse. Cependant, bien que les effets de cette fonction soient étudiés par les mesures réalisées dans diverses études détaillées précédemment, ces dernières n'ont pas pour but d'estimer les conséquences de ces effets au niveau écosystémique (exemple Fonction F1 : régulation des échanges gazeux). D'ailleurs, dans certains cas, une récupération fonctionnelle est observée à la suite de modifications des assemblages dans les communautés (microbiennes) impactées (phénomène de redondance fonctionnelle). En milieu terrestre, l'impact des herbicides sur la composition des communautés de plantes (floraison réduite ; remplacement des eudicotylédones par une flore graminéenne (Fried *et al.*, 2018)) peut certainement avoir un effet sur les communautés d'insectes pollinisateurs (réduction de la diversité et de la ressource trophique, des habitats : fonctions écosystémiques F7-10-11-12) ou sur la gestion des parcelles (augmentation des risques de maladie fongique – charbon, ergot, fonction F11). Les herbicides ont donc des effets indirects sur les réseaux trophiques à travers les plantes impactées. Par

exemple, dans leur revue bibliographique, Brühl et Zaller (2021) indiquent que les herbicides affectent non seulement les oiseaux en réduisant les densités d'adventices et d'insectes herbivores associés, mais aussi la production de graines d'adventices, réduisant potentiellement la disponibilité de nourriture pour les oiseaux granivores adultes. Cependant, les effets des herbicides sur la réduction de la diversité et de la ressource trophique (F7) à travers les plantes ont surtout été étudiées dans les champs, où les herbicides réduisent considérablement la couverture des mauvaises herbes et où les insectes sont affectés par la perte de plantes alimentaires (voir Chapitre 8). Les changements plus subtils dans les communautés végétales non-cibles en dehors de la culture, sont rarement abordés dans une approche de réseau trophique (Brühl et Zaller, 2021).

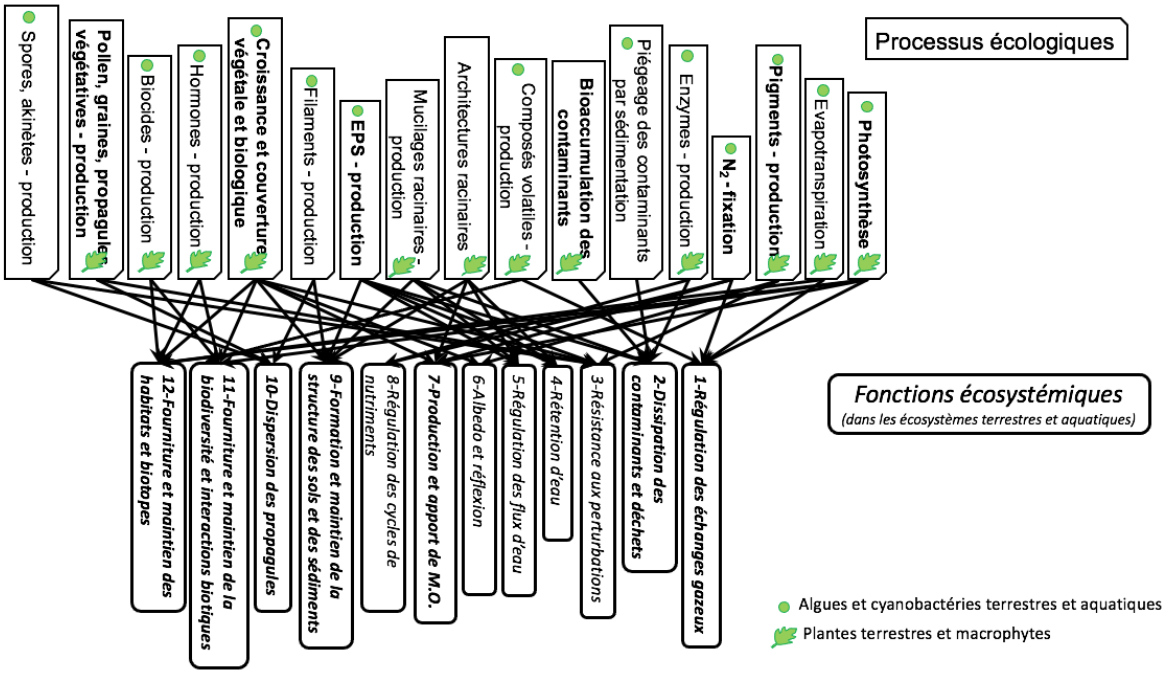


Figure 6-17. Principaux processus écologiques (PE) réalisés par les producteurs primaires terrestres et aquatiques (eaux douces et marines) contribuant aux 12 groupes de fonctions écosystémiques (FE) définies dans cette ESCo (voir Chapitre 3). **En gras** les PE et FE impactés par les PPP, d'après la littérature.
MO : Matières organiques. EPS : exopolymères (dont exopolysaccharides).

Mais généralement les auteurs ne font que suggérer dans leur introduction et/ou conclusion les effets des PPP sur quelques fonctions écosystémiques, (mais les impacts sur celles-ci ne sont pas évalués) au travers des producteurs primaires impactés. En particulier pour le milieu aquatique d'eau douce : la production primaire et la photosynthèse sont le plus souvent mentionnées (Vonk et Kraak, 2020). En tant que producteurs primaires, les microorganismes photosynthétiques sont par essence à la base des réseaux trophiques aquatiques (fonction F7 : Production et apport de matière organique). Là encore, bien que souvent mentionné par de nombreux auteurs comme conséquence possible des effets toxiques mesurés, en général les études n'abordent pas directement la question de l'effet de l'exposition aux PPP sur le transfert de matière organique et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs.

Seuls de rares travaux écotoxicologiques abordent réellement les impacts des PPP sur quelques fonctions écosystémiques. Nous citons ici quelques exemples : l'étude de Mensens *et al.* (2018) (en milieu marin) a démontré un impact écotoxique sur le transfert de matière organique et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (fonction F7 : Production et apport de matière organique) après exposition de phytoplancton à des concentrations élevées en atrazine et en cuivre (200 et 500 µg/L dans les deux cas). Les auteurs ont ainsi identifié une diminution de la qualité du régime alimentaire dispensé à des copépodes nourris avec des communautés exposées à l'atrazine, suite à un changement de structure, conduisant à la dominance d'espèces moins riches en acides gras. Cette altération de qualité s'est ainsi répercutée sur le contenu en acides gras des consommateurs.

Après exposition au cuivre, c'est une diminution globale de qualité du régime trophique, due à une altération de la communauté, sans changement de structure, qui a conduit au même type de conséquences sur les consommateurs. Cette étude, bien qu'avec des expositions réalisées ne correspondant pas à des niveaux environnementaux, illustre parfaitement les impacts potentiels de PPP sur la fonction F7 et par quels mécanismes ils se mettent en place. Murphy et Tolhurst (2009) ont montré qu'un algicide (dichlorophène) appliqué sur des vasières intertidales, induisait à travers l'inhibition du microphytobenthos, une diminution de la faune invertébrée, ainsi qu'une baisse du contenu en matière organique et en carbohydrates (connus pour leurs propriétés adhérentes) et une baisse de la cohésion des sédiments. Les auteurs concluent sur l'importance du rôle des algues dans la structure et le fonctionnement écologiques de ces habitats côtiers (fonctions F9 (Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments) ou F12 (Fourniture et maintien des habitats et des biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques)), ainsi que dans les processus physiques tels que l'érosion des sédiments (fonction écosystémique F9). Dans le cadre de leur utilisation habituelle de contrôle des espèces adventices, l'utilisation des PPP en limitant la production de fleurs (nectar, pollen) et de semences vont limiter de façon plus ou moins totale les ressources disponibles pour les espèces animales de l'agrosystème (fonction F7). Cela a été montré dans le cas de papillons (Giuliano et al. (2018), Bohn et Lövei (2017), Russo et al. (2020)) et les abeilles domestiques (Bohnenblust *et al.*, 2016). De même, l'utilisation d'herbicides induit indirectement à travers les plantes une diminution de l'abondance des pollinisateurs et des parasitoïdes (Adhikari et Menalled, 2018) et de différents arthropodes (Sanguankeo et Leon, 2011). Les PPP, incluant les herbicides en combinaison avec l'ensemble des pratiques culturales ont contribué au déclin des populations d'insectes et d'oiseaux (Benton *et al.*, 2003). Des effets indirects d'herbicides sur les invertébrés aquatiques ont aussi été mis en évidence à travers les impacts sur les macrophytes (voir section 2.1.1.3) ; dans ce contexte, c'est la fonction F12 (Fourniture et maintien des habitats et biotopes) qui est impactée (Baker *et al.* (2016), Hashimoto *et al. (2019)*, Ito *et al.* (2020)). Dash *et al*. (2017) ont montré les effets de PPP sur la biomasse, la quantité d'azote et l'activité nitrogénase des cyanobactéries d'une rizière, ainsi que sur la croissance et le rendement du riz : l'herbicide de préémergence benthiocarbe (1 kg sa/ha) a eu des effets négatifs sur les biomasses et activités cyanobactériennes et faiblement positifs sur le rendement de la culture, alors que l'insecticide carbofuran (1 kg substance active/ha) a eu des effets positifs sur la croissance, l'activité nitrogénase et le rendement en azote des cyanobactéries, ainsi qu'un effet positif plus élevé sur le rendement de la culture (Fonction 7 : Production et apport de matière organique). La très récente revue bibliographique de Brêda-Alves *et al.* (2021) sur les conséquences environnementales des impacts des herbicides sur les cyanobactéries, confirme que des concentrations croissantes d'herbicides dans les milieux aquatiques ont un effet négatif sur la fixation de l'azote par les cyanobactéries. Zaady *et al.* (2013) ont réalisé une étude long terme (16 ans) de terrain en zone semi-aride recouverte d'une croûte microbienne soumise à une pulvérisation de l'herbicide simazine. Ils ont mesuré les quantités de chlorophylle et de polysaccharides du sol en surface, l'infiltrabilité sur plusieurs points de chaque placette et ont réalisé des mesures de ruissellement à l'échelle de chaque placette. Le traitement à la simazine a induit des diminutions de biomasse chlorophyllienne et de polysaccharides, ainsi qu'une diminution de la conductivité hydraulique et une augmentation du ruissellement (fonction F5 : Régulation des flux d'eau). Une autre étude de Zaady *et al.* (2004) réalisée sur deux ans a montré que la simazine, en inhibant le développement des algues et cyanobactéries des croûtes microbiologiques et leur production en polysaccharides, avait accéléré l'érosion du sol et les pertes de carbone organique ou de nitrates (fonction F9 : Formation et maintenance de la structure du sol ; fonction F7 : Production et apport de matière organique ; fonction 8 : Régulation de cycles de nutriments). Des impacts des PPP sur la fonction de régulation du cycle des nutriments par les microalgues d'eau douce sont mentionnés (Fonction 8 : Régulation de cycles de nutriments), par exemple dans la revue de Debenest *et al.* (2010). Crouzet *et al.* (2019) ont étudié en microcosmes les effets de l'isoproturon sur la biomasse et les pigments chlorophylliens, ainsi que la quantité et la composition d'exopolysaccharides (EPS) et la stabilité structurale d'agrégats de sols prélevés en milieu agricole et naturellement colonisés par des croûtes microbiennes. Ils ont mis en évidence des effets négatifs de l'herbicide (2,4 L/ha) sur les paramètres algaux et la stabilité structurale et dans une moindre mesure sur la quantité d'EPS produite, suggérant l'inhibition des effets des communautés microbiennes photosynthétiques sur l'agrégation des sols par l'application de l'herbicide (fonction 9 : Formation et maintenance de la structure du sol). Cette même étude montre de fortes corrélations entre biomasse chlorophyllienne, activité microbienne hétérotrophe et carbone organique du sol, avec une tendance commune à la baisse en conditions d'exposition à l'isoproturon. Ces résultats suggèrent l'effet de

l'herbicide sur les capacités des microalgues terrestres à produire de la matière organique dans les sols (fonction F7 : Production et apport de matière organique) en interaction avec les communautés microbiennes hétérotrophes (fonction F11 : Fourniture et maintien de la biodiversité et interactions biotiques). Enfin, Tien *et al.* (2013) se sont également intéressés à la capacité de dégradation des contaminants par les biofilms d'eau douce (fonction F2 : Dissipation des contaminants et des déchets dans les écosystèmes aquatiques). De même, les macrophytes peuvent, de par leur capacité de bioaccumulation, limiter l'exposition aux PPP des autres communautés comme dans le cas de l'insecticide malathion (Brogan et Relyea, 2013b; a) et pourraient aussi potentiellement avoir une action d'épuration (Fernandez et Gardinali, 2016) (fonction F2). Inversement, certains microorganismes photosynthétiques peuvent être source de toxiques, et les PPP sont susceptibles de les favoriser directement (prolifération de la raphidophyceae toxique *Chattonella subsalsa* induite par l'atrazine (Flood et Burkholder, 2018) ou indirectement (prolifération du dinoflagellé toxique *Prorocentrum donghaiense* induite par la stimulation trophique de son consortium microbien par le glyphosate (Wang *et al.*, 2017).

2.3. Des outils d'évaluation

2.3.1. Un manque d'outils d'évaluation à l'échelle des communautés

La plupart des méthodes standardisées pour l'évaluation de la toxicité de substances vis-à-vis des producteurs primaires aquatiques sont basées sur l'utilisation de monocultures en milieu liquide, évaluant des impacts à court terme sur la croissance des populations (voir pour exemple le Tableau 6-3).

Tableau 6-3. Références des tests standardisés pour l'évaluation de l'impact des composés dangereux dans les eaux et les sédiments pour diverses espèces de producteurs primaires aquatiques d'après Vonk et Kraak (2020). Les tests standardisés s'appliquent aux compartiments aquatique (W) et sédimentaire (S), pour les eaux douces (F), saumâtres (B) et marines (M).

Producteur primaire aquatique	Espèce	Compartiment	Système	Organisation	Référence du bioessai	Référence
Microalgues	N.A.	W	F	ASTM	E1218 – 0	ASTM (2012d)
	Selenastrum capricornutum	W	F	ASTM	D3978 – 04	ASTM (2012e)
	N.A.	W	F	OECD	201	OECD (2011)
	Anabaena flos-aquae	W	F	USEPA	850.4550	USEPA (2012d)
	N.A.	W	F	USEPA	850.4500	USEPA (2012a)
	N.A.	W	F	ISO	8,692	ISO (2012)
	Skeletonema sp. / Phaeodactylum tricornutum	W	M	ISO	10,253	ISO (2016)
	Ceramium tenuicorne	W & S	B & M	ISO	10,710	ISO (2010)
Macrophytes flottants	Lemna minor	W	F	ISO	20,079	ISO (2005)
	Spirodela polyrhiza	W	F	ISO	20,227	ISO (2017)
	Lemna gibba	W	F	ASTM	E1415 – 91	ASTM (2012c)
	Lemna sp.	W	F	OECD	221	OECD (2006b)
	Lemna spp.	W	F	USEPA	850.4400	USEPA (2012b)
Macrophytes submergés	Champia parvula / Fucus edentatus / Laminaria saccharina / Macrocystis pyrifera	W	M	ASTM	E1498 – 92	ASTM (2012b)
	Myriophyllum aquaticum	S	F	ISO	16,191	ISO (2013)
	Myriophyllum spicatum	W	F	OECD	238	OECD (2014a)
	Myriophyllum spp. / Glyceria maxima	W & S	F	OECD	239	OECD (2014b)
Macrophytes émergés	N.A	W & S	F	ASTM	E1841 – 04	ASTM (2012a)

Notons qu'il n'y a pas de méthodes normalisées dédiées aux microalgues et cyanobactéries terrestres. Certaines souches d'algues et de cyanobactéries terrestres ont été utilisées dans le cadre de bioessais standardisés en milieu liquide (Pipe, 1992). Carvalhido *et al.* (2021) ont ainsi montré une grande sensibilité au glyphosate (CE_{50}= 2,85 mg sa/l) d'une souche d'algue verte (*Micractinium inermum*) isolée du sol et testée en milieu liquide (test normalisé OCDE 201). Mais, toutes les algues terrestres ne peuvent pas se développer en milieu liquide et de plus elles ne présentent probablement pas la même écodynamique en culture liquide que sur les sols. Ainsi, les mêmes auteurs ont développé un bioessai standardisé sur du sol artificiel (OCDE) avec une souche d'algue verte (*Micractinium inermum*) isolée d'un sol et cultivée sur ce sol artificiel préalablement stérilisé durant 14 jours (conditions contrôlées de lumière alternée jour/nuit à une température de 24°C). Ils obtiennent des CE_{50} (basées sur des mesures de chlorophylle a du sol) pour le cuivre et le glyphosate de 16 et 295 µg sa/kg de sol respectivement et constatent que ces sensibilités sont plus élevées (en équivalent ppm) quand l'algue est cultivée dans le sol artificiel que quand elle est cultivée en milieu liquide (test OCDE 201) (Carvalhido *et al.*, 2021)).

D'autres tests ont été réalisés avec un substrat à base de gélose, le plus connu de ces tests étant la « méthode du disque en papier » (Thomas *et al.* (1973), Nam et An. (2021)). Enfin, de très rares essais ont été réalisés avec des cultures d'algues directement sur sol (Hammel *et al.*, 1998). La biodisponibilité des toxiques varie avec les conditions du milieu, en particulier dans les sols, celle-ci est par exemple, très largement dépendante du pH, de la quantité et de la qualité des matières organiques, etc. (voir Chapitre 4). Il est donc probable que la sensibilité des algues aux PPP soit différente selon les conditions de culture en milieux artificiels et sur sol, comme cela a été observé par Plumley et Davis (1980).

Concernant les plantes terrestres, les tests standardisés ont peu évolué depuis longtemps et sont réalisés avec des espèces généralement annuelles et de grandes cultures, cultivées en milieux tempérés (peu de variabilité et graines facilement accessibles) et exposées à des stades végétatifs, voire germinatifs (Tableau 6-4, Rombke et Martin-Laurent (2020)). Notons cependant la norme AFNOR (2012) utilisée comme outil de diagnostic et de surveillance de la pollution des sols par mesure de la composition en acides gras des feuilles de *Lactuca sativa* ayant poussé sur ces sols (avec comparaison à un sol de référence).

Tableau 6-4. Aperçu des principaux tests standard (OCDE et ISO) sur les plantes (d'après Rombke et Martin-Laurent, 2020)

Nom du test	taxons	Points finaux mesurés	norme	commentaires
Test de longueur de racine	*Hordeum vulgare*; rarement *Triticum aestivum* ou *Avena sativa*	Longueur des racines 5-7 jours	ISO 11269-1	Souvent utilisé pour l'évaluation des terrains contaminés en raison de sa courte durée
Test d'émergence des semis	*Lactuca sativa*	Taux d'émergence 5 jours	ISO 17126	Test de dépistage ; jusqu'à présent non requis à des fins réglementaires
Test d'émergence et de croissance des semis	*Avena sativa, Brassica rapa*; et autres espèces de grandes cultures		OCDE 208	Test standard pour l'évaluation des risques environnementaux des PPPet d'autres produits chimiques.
Test d'émergence et de croissance	*Avena sativa, Brassica rapa;* et autres espèces de grandes cultures	Taux d'émergence, biomasse, longueur des pousses, croissance précoce, env. 14-21 jours	ISO 11269-2	Test requis régulièrement pour l'évaluation des terrains contaminés.
Test de vigueur végétative	*Avena sativa, Brassica rapa;* et autres espèces de grandes cultures		OCDE 227	Test spécifiquement requis pour les PPP qui sont pulvérisés sur des cultures émergentes ou sur pied.
Test chronique sur plantes	*Avena sativa, Brassica rapa*	Biomasse, nombre de tiges/talles et de gousses ; env. 35-42 jours	ISO 22030	Non requis ; rarement utilisé car la sensibilité semble similaire aux tests d'émergence/de croissance.

De manière générale, la prise en compte de la biodisponibilité des contaminants dans les sols pour évaluer leurs effets sur les microorganismes photosynthétiques et sur les plantes, reste une question complexe et non résolue, en particulier pour les PPP (Rombke et Martin-Laurent, 2020).

La biodiversité des communautés de producteurs primaires aquatiques est actuellement utilisée pour l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques continentaux en application de la Directive Cadre sur l'eau. Les indices IBD (Indice Biologique Diatomées), et IPS (Indice de Polluosensibilité Spécifique) pour les diatomées, IPLAC (Indice Phytoplanctonique Lacustre) ou IBMR et IBML (Indices Biologiques Macrophytique en Rivières/en Lacs) par exemple reposent sur l'analyse taxonomique des communautés de diatomées, de phytoplancton et de macrophytes dulcicoles. Toutefois ces indicateurs, conçus initialement pour diagnostiquer une altération générale des milieux (eutrophisation, salinisation, altérations hydromorphologiques…) rendent difficilement compte de la contamination des milieux par des substances toxiques incluant les PPP. Dans l'IBD, une augmentation de la quantité de malformations des diatomées est considérée comme indicatrice de pollution toxique majeure (Coste *et al.*, 2009) et le pourcentage d'individus déformés constitue ainsi un élément déclassant de la note d'indice. Olenici *et al.* (2020) ont montré que la non-prise en compte des pourcentages de déformations dans le calcul de l'IPS donnait une surestimation de la qualité de l'eau évaluée, de 1-2 points en général, et jusqu'à 8 points dans le cas extrême d'un échantillon avec 30% de tératologies. Cette information est néanmoins fortement dépendante du niveau d'expertise de l'opérateur et par conséquent souvent non rapportée dans les listes floristiques, ce qui ne permet pas de réellement statuer sur son efficacité à diagnostiquer des pollutions toxiques, *a fortiori* spécifiques aux substances phytosanitaires. Le type de déformation, ainsi que son intensité, et les taxons les plus sujets aux altérations morphologiques, font l'objet de recherches en phénotypage encore en développement (Lavoie *et al.*, 2017).

D'autres approches basées sur des modifications de la biodiversité des communautés de diatomées benthiques ont également été développées récemment : en Australie, Wood *et al.* (2019) ont adapté l'approche SPEAR (Species At Risk) et démontré une corrélation négative entre l'indice $SPEAR_{herbicides}$ et les concentrations en herbicides, en nutriments et en matières en suspension. L'application de cet indicateur aux communautés de diatomées reste toutefois à tester à plus large échelle géographique et nécessiterait vraisemblablement des ajustements pour une transposition à la biogéographie française. Une autre approche combinant les traits des diatomées, des métriques taxonomiques et les indices diatomiques dans des modèles multimétriques a été proposée par Larras *et al.* (2017). Les résultats prometteurs de cet "outil de diagnostic" de dégradation chimique du milieu (y compris dû aux PPP), et la mise en œuvre facile avec le logiciel R, devraient permettre une appropriation plus large de ces travaux et leur validation/amélioration. L'adaptation de l'"outil diagnostique" aux communautés de macrophytes est en cours de développement (programme OFB ODM2C, 2021-2023).

De tels outils d'évaluation n'existent pas à l'heure actuelle, pour rendre compte de l'état de santé des communautés de microorganismes photosynthétiques marins en relation avec l'état de contamination chimique du milieu. La mise au point de tels indicateurs est rendue difficile par les caractéristiques intrinsèques des milieux côtiers et leur diversité : côtes, estuaires, lagunes, abers, etc, ainsi que par les propriétés des communautés elles-mêmes : fortement mobiles, sous l'influence des courants et marées, de gradients multiples (salinité, nutriments, turbidité), certaines pouvant provenir du large tandis que d'autres proviennent des zones d'échange à proximité immédiate des côtes.

Concernant les plantes supérieures en milieux terrestres, plusieurs propositions sont faites dans la bibliographie pour améliorer les méthodologies actuelles d'étude des effets non cibles (EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2014). Une première modification serait de ne pas limiter l'évaluation des effets non cibles à un nombre restreint d'espèces cultivées en serre. Isemer *et al.* (2020) considèrent qu'un nombre limité de plantes, et donc de traits (caractéristiques écologiques), n'est pas suffisant pour une réelle évaluation des risques induits par les PPP et que les espèces utilisées dans ces essais ne sont pas représentatives des espèces sauvages herbacées et ligneuses non cibles. De plus, les espèces annuelles versus pérennes, graminées versus eudicotylédones n'ont pas une sensibilité toxicologique similaire aux herbicides (EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2014), ces différences de sensibilité sont donc à prendre en compte pour évaluer les effets des PPP sur la biodiversité végétale. Enfin, la plupart des travaux en milieu contrôlé sont réalisés sur une seule espèce ou quelques espèces séparément, il est nécessaire de développer des systèmes expérimentaux (mésocosmes) axés sur les effets écotoxiques des PPP sur plusieurs espèces.

White et Boutin (2007) suggèrent aussi de comparer les données produites en serre à celles obtenues sur le terrain, afin d'étudier de probables différences d'écotoxicité liées aux contextes expérimentaux. Par ailleurs, nous avons constaté le peu d'informations sur les taux de contaminations par les PPP (et leur biodisponibilité) des milieux étudiés dans le cadre des travaux sur le terrain : la dose d'application au champ est généralement donnée, mais on a très rarement des données sur les quantités de PPP présentes et biodisponibles en bordure de champ dans les études sur la flore rudérale de parcelles traitées, ou sur celles accumulées par les plantes étudiées (ce qui rend difficile l'établissement de liens entre exposition et effets) : il nous paraît donc nécessaire de développer des études intégrant des approches analytiques de contamination des milieux et des végétaux par les PPP dans ces expérimentations de terrain (Rombke et Martin-Laurent, 2020). De plus, nous avons vu que certains travaux suggèrent des effets à long terme des PPP sur les communautés végétales non cibles (Mathiassen *et al.*, 2021) : il serait nécessaire de déterminer si des périodes d'exposition plus longues donneraient des résultats différents concernant la phytotoxicité d'un herbicide donné (Boutin *et al.*, 2014). Schmitz *et al.* (2014b) concluent que, dans l'évaluation actuelle des risques des herbicides pour les plantes non cibles, il n'y a pas de véritable prise en compte des effets sur la reproduction (nombre de fleurs, décalage de floraison, nombre de semences produites) et que de ce fait les effets des herbicides sur les espèces végétales sauvages non-cibles seraient potentiellement sous-estimés.

Ainsi, il n'existe actuellement aucune directive concernant la réalisation d'études de terrain de niveau supérieur sur les effets non cibles (Isemer *et al.*, 2020). Selon White et Boutin (2007), les directives de réglementation sur les pesticides doivent être modifiées pour assurer une évaluation plus précise des effets des herbicides sur les espèces végétales non ciblées.

A notre connaissance, aucun test écotoxique n'est effectué sur les groupes de « plantes inférieures » (fougères, bryophytes). Si certaines souches de microalgues terrestres ont été utilisées dans des tests normalisés, elles étaient cultivées en milieu liquide (Traba *et al.*, 2017). Les lichens sont utilisés comme indicateurs de bioaccumulation (et principalement pour les métaux, voir encadré 6.3) mais très rarement comme communautés impactées par les PPP. Pourtant ces communautés présentent des fonctions écosystémiques fondamentales pour les milieux terrestres. Il est nécessaire de poursuivre les tentatives de standardisation d'échantillonnage des communautés photosynthétiques des croûtes microbiennes (Barragan *et al.*, 2018) pour pouvoir utiliser ces organismes comme bioindicateurs de contaminations toxiques et en particulier phytosanitaires.

2.3.2. Quel avenir pour l'évaluation des effets des PPP sur les communautés de producteurs primaires ?

Compte tenu des corpus analysés dans cette ESCo, voici nos suggestions pour améliorer l'évaluation des effets des PPP sur les producteurs primaires :

Concernant les communautés microbiennes photosynthétiques, les connaissances, méthodes, normes appliquées aux microorganismes photosynthétiques d'eau douce sont plus développées que celles utilisées en milieu marin, voire terrestre. Il est nécessaire de poursuivre des transferts de connaissances méthodologiques entre ces différents milieux pour faciliter l'acquisition des données écotoxicologiques sur les PPP en milieux marins et terrestres.

Concernant les plantes supérieures terrestres, comme nous l'avons indiqué plus haut, il est nécessaire d'élargir les études aux espèces non cultivées, à l'échelle des communautés et dans des contextes *in situ*, avec un regard sur les données de biodisponibilité des PPP dans les zones où leurs effets sont évalués.

Les effets des PPP sur les biofilms photosynthétiques sédimentaires sont très peu étudiés. Comme cela a été évoqué précédemment pour le sol, améliorer les outils de mesure de l'exposition de ces communautés et de la biodisponibilité des PPP dans ces milieux est fondamental pour pouvoir développer ces études.

Répétons qu'il existe très peu d'outils méthodologiques pour aborder les effets écotoxiques (et en particulier des PPP) sur les plantes terrestres dites « inférieures » (équisétales, fougères, bryophytes, lichens) : ici aussi, certaines

connaissances acquises en milieu d'eau douce pourraient être mobilisées, mais un travail spécifique sur ces communautés d'organismes est nécessaire : l'enjeu générique de mobiliser les connaissances et les travaux en écologie pour répondre à des questions d'écotoxicologie est d'autant plus crucial dans ce cas.

Ainsi, il nous paraît important d'élargir les outils d'évaluation des effets des PPP et de biomonitoring plus largement développés en milieu aquatique d'eau douce, à toutes les communautés photosynthétiques.

Dépasser les verrous qui freinent la mise en oeuvre d'une approche communauté et écosystémique de l'évaluation des effets des PPP sur les producteurs primaires

Aborder la question des impacts directs sur les organismes photosynthétiques, lorsqu'il s'agit de communautés naturelles (c'est-à-dire à leur niveau d'organisation le plus complexe), est peu aisé. En effet, que les organismes ciblés par l'expérimentation correspondent par exemple aux communautés de phytoplancton, de microphytobenthos ou de périphyton, les communautés naturelles sont en réalité microbiennes et comprennent un vaste ensemble d'organismes variés. Ainsi, outre les microorganismes photosynthétiques, seront présents les bactéries hétérotrophes, les petits eucaryotes unicellulaires hétérotrophes, mais aussi, potentiellement, certains brouteurs, tous ces microorganismes présentant des niveaux de sensibilité variés aux différents PPP. Cet ensemble constitue ainsi un écosystème microbien, au sein duquel les relations de compétition pour les nutriments et de prédation notamment, rendent d'autant plus complexe la détection des effets directs suite à l'exposition à des PPP. Cette difficulté est également liée aux moments où interviennent les échantillonnages/mesures/analyses, qui ne permettent pas nécessairement de rendre compte de la séquence des événements ayant pu avoir lieu tout au long de l'exposition (dans le cas d'un échantillonnage final dans le cadre d'une expérience, par exemple). La notion d'effets directs est, dans la plupart des cas, soumise aux éléments objectifs tangibles apportés par les résultats et à l'interprétation des auteurs, mais pas à une démonstration formelle telle que celles apportées en conditions standardisées (Cf tests mono spécifiques normalisés). Ainsi, l'intégration du réalisme environnemental dans les systèmes expérimentaux peut se faire au détriment de la capacité à conclure fermement sur la toxicité d'une substance pour une composante donnée d'un écosystème et sur les seuils de réponse : les communautés naturelles, tout comme l'environnement qui les abrite, ne peuvent pas être standardisés. Néanmoins, l'effort doit être porté sur la standardisation des méthodes d'échantillonnages et des bioessais réalisés avec ces communautés.

- **Développer l'utilisation des traits fonctionnels pour l'évaluation des effets des PPP**

Les recherches en écologie fondamentale réalisées ces dernières années, ont montré l'intérêt d'utiliser les traits fonctionnels (traits d'effets et traits de réponse) des organismes pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes et leurs réponses face aux perturbations. Ainsi Diaz *et al.* (2013) proposent un nouveau cadre d'évaluation des risques qui intègre les traits fonctionnels pour déterminer les effets des espèces sur les écosystèmes et leur tolérance aux changements environnementaux. Les traits fonctionnels des plantes supérieures et leurs réponses aux changements globaux ont été largement étudiés (Lavorel et Garnier, 2002; Diaz *et al.*, 2016). Pour les espèces cibles, l'utilisation des traits est devenue commune pour mesurer l'effet de systèmes agricoles sur la composition de la flore adventice (Derrouch *et al.*) ou sur les changements de composition de la flore dans une culture donnée (Fried *et al.*, 2009a). Les travaux sur les traits fonctionnels des microalgues commencent aussi à se développer. On peut noter par exemple les travaux de Baert *et al.* (2017) qui ont associé modélisation et expérimentation sur des diatomées marines pour étudier la sensibilité des traits au stress chimique (ici l'atrazine). Cette approche mérite d'être développée dans le contexte des contaminations par les PPP, elle concerne de manière générale toutes les communautés biologiques.

- **Les outils « -omiques »**

Ils permettent d'étudier les réponses précoces des organismes (biodiversité, fonction) à une exposition à un stress, ainsi que les mécanismes mis en place par les organismes pour y faire face. Ces approches sont encore trop peu

valorisées, bien que quelques outils prometteurs aient été développés pour étudier les effets des PPP sur la diversité et les fonctions des microorganismes photosynthétiques.

Ces approches se développent en écologie, permettant des analyses de modifications des réseaux de connexions dans les communautés exposées (Rivera *et al.*, 2020; Pringault *et al.*, 2021). En revanche, les techniques -omiques sont encore trop peu appliquées en écotoxicologie des producteurs primaires, en particulier avec des toxiques de type PPP (Djemiel *et al.*, 2020). Il existe cependant des développements sur les communautés microbiennes photosynthétiques en milieu aquatique qui seraient à valoriser pour le milieu terrestre. Notons le cas des diatomées (voir encadré 6.5) où les travaux en biologie moléculaire sont plus avancés (Rivera *et al.*, 2020). Les approches de métabarcoding appliquées à la caractérisation des communautés de microalgues sont prometteuses pour l'analyse haut débit de la structure des communautés et de leur diversité. Larras *et al.* (2014) ou Esteves *et al.* (2017) ont ainsi utilisé ces approches moléculaires pour prédire la sensibilité des diatomées à partir de leur phylogénie.

Parmi les techniques -omiques, la transcriptomique s'intéresse à l'expression du potentiel génétique via les ARNm. Moisset *et al.* (2015) ont ainsi démontré que l'exposition au diuron de 3 espèces de diatomées d'eau douce impactait l'induction de gènes codant pour des protéines essentielles du photosystème II et impliqués dans le métabolisme mitochondrial. La protéomique, qui mesure l'ensemble des protéines produites (voir la revue de Gouveia *et al.* (2019)), et la métabolomique, qui s'intéresse aux métabolites dans les cellules et les organismes (voir la revue de Gauthier *et al.* (2019) et les récent travaux de Lips *et al.* (2022) sur les mécanismes de tolérance biochimique du périphyton exposé de manière chronique au diuron) notamment la lipidomique (Demailly *et al.*, 2019), permettraient d'aborder les fonctions des producteurs primaires et leurs altérations en réponse à l'exposition aux PPP. Concernant les communautés, les approches « méta-omiques » peuvent ainsi être particulièrement appropriées pour appréhender la réponse des communautés complexes dans leur globalité, aux différentes échelles d'analyse (ARN, protéines, métabolites...).

- **Les outils basés sur l'imagerie, la fluorescence, la proxi- et télédétection**

Comme nous l'avons cité en section 1.1.1.1, les producteurs primaires ont pour particularité de réaliser la photosynthèse, un processus écologique qui implique la présence de pigments dans ces organismes. Cette particularité peut être exploitée à travers des outils basés sur l'imagerie, la fluorescence, la proxi- et télédétection.

Les approches d'imagerie et de proxidétection : faciliter la reconnaissance des espèces et leurs réponses physiologiques aux PPP

Le développement d'outils en imagerie (exemples : développements génériques d'outils caméra/photo numérique appliqués à différentes échelles microscopiques et macroscopiques, microscopie confocale …) permet d'avancer dans la reconnaissance taxonomique, le phénotypage et l'observation plus globale à l'échelle des biofilms. Les techniques de fluorimétrie (PAM et mesures spectrales) actuellement appliquées sur le plancton et biofilms aquatiques, permettent de caractériser des biodiversités et des réponses fonctionnelles aux PPP. La cytométrie de flux est déjà largement utilisée en milieu aquatique et commence à se développer sur le sol (Menyhart *et al.*, 2018). Notons en particulier que cette évolution des technologies de spectroscopie et d'imagerie pourrait favoriser les études écotoxicologiques des communautés photosynthétiques développées en surface des sédiments et de sol : Murphy et Tolhurst (2009) ont par exemple mesuré l'activité photosynthétique de biofilms à la surface de sédiments ou de rochers en milieu intertidal, et ces analyses spectrales basées sur de la réflectance ou de la fluorescence ont été plus récemment appliquées à l'étude de croûtes biologiques des sols (Fischer *et al.*, 2012; Rodriguez-Caballero *et al.*, 2015), et plus anciennement aux lichens (Garty *et al.*, 2000). Notons enfin que ces outils sont extrêmement pertinents quand ils sont associés à la modélisation (voir encadré diatomées : Kloster *et al.* (2014), Schulze *et al.* (2013)).

La télédétection : aborder les effets des PPP à des échelles spatiales plus grandes, tout le long du continuum ?

Il y a actuellement de plus en plus de travaux sur le phénotypage et la détection de maladies des plantes supérieures (en particulier en milieu agricole) qui utilisent la prise d'images grâce aux drônes, à la modélisation,

l'intelligence artificielle ou encore, le deep learning (voir la revue de Weiss *et al.* (2020)). Par ailleurs, les mesures à plus large échelle (indice de végétation par différence normalisée (NDVI), chlorophylle a) sont utilisées entre autres pour étudier la dégradation anthropique des terres à travers la végétation (Bai *et al.*, 2008) et les efflorescences d'algues (Borbor-Cordova *et al.*, 2018; Wolny *et al.*, 2020) avec un focus sur les espèces nuisibles ou toxiques. A l'échelle du thalle des mesures de NDVI (au moyen d'un spectromètre de terrain Li-CoR, ont mis en évidence le stress de lichens exposés (par transplantation) à des contaminants aériens comme le cuivre (Garty *et al.*, 2000). On pourrait imaginer utiliser ces techniques pour observer les effets des PPP à l'échelle des parcelles agricoles, ou de zones naturelles terrestres et aquatiques, avec la prise en compte des hétérogénéités (pouvant être liées aux zones de présence et de biodisponibilité des PPP) et des continuités entre milieux. On pourrait aussi aborder la physiologie des plantes au moyen de la télédétection associée à des mesures spectrales. Ces approches peuvent-elles permettre d'évaluer à large échelle (bassin versant, zones aquatiques dont littoral …) les réponses des producteurs primaires aux PPP ? C'est une question que nous laissons ouverte et qui nécessiterait des interactions disciplinaires et entre communautés de chercheur(e)s travaillant entre autres en télédétection, agriculture numérique, écologie du paysage et écotoxicologie.

- **La biovigilance vis-à-vis des PPP**

Il y a dans les milieux une très grande variété de molécules (considérant uniquement ce qui est connu à ce jour), dont certaines interdites et théoriquement non appliquées depuis longtemps, alors que d'autres appliquées encore aujourd'hui, peuvent disparaître plus ou moins rapidement (voir Chapitre 4). La biovigilance a tout son intérêt ici à compléter ces données d'analyses chimiques pour mettre en évidence (ou non) les expositions des communautés non cibles aux PPP et les impacts de ceux-ci sur les écosystèmes. Il est donc nécessaire de développer des indicateurs d'effet des PPP ayant une signification écologique et basés sur les communautés de producteurs primaires.

Un certain nombre d'approches d'indication des milieux à l'échelle de la communauté existent mais ne sont pas directement appliquées aux PPP (indices biotiques). Celles-ci sont décrites dans la section 2.3.1 et nous développons le cas des diatomées dans l'Encadré 6-5.

<u>Contamination et exposition à travers le continuum terrestre/aquatique : les microalgues, potentiel de traçage et d'indication d'exposition aux PPP (en particulier aux herbicides) ?</u>

De par leur taille et leur mobilité les microorganismes sont susceptibles d'être transférés via les flux hydriques à travers les bassins versants jusqu'aux exutoires. Ainsi les microalgues et cyanobactéries qui se développent dans les milieux terrestres et aquatiques, présentent non seulement un potentiel d'indicateur de l'état des milieux (par exemple vis-à-vis des contaminations en PPP) mais aussi de quantification de la connectivité hydrologique entre ces milieux. Utiliser les microalgues et cyanobactéries à la fois comme traceurs hydrologiques et indicateurs d'effets écotoxiques pourrait renseigner les études de transfert des contaminants dans les milieux, en particulier les herbicides et le cuivre dont nous avons vu que les effets sur les structures de ces communautés phototrophes étaient importants (par exemple la réponse de microalgues face à certains PPP mise en évidence sur des parcelles agricoles ou sur des milieux terrestres en bordure de ces parcelles d'un bassin versant, pourrait être comparée à la réponse de microalgues échantillonnées dans des milieux aquatiques récepteurs de ces bassin versants vis-à-vis de ces PPP). De ce point de vue, les diatomées sont un exemple remarquable de potentiel de traçage des transferts d'eau à travers les bassins versants (Pfister *et al.*, 2017) et sont sensibles aux paramètres environnementaux (dont les PPP, voir l'Encadré 6-5). Enfin, un exemple d'indication des transferts des PPP dans les bassins versants est le transfert de microalgues tolérantes aux PPP à travers les réseaux hydrographiques (par exemple en zones de rizières traitées avec des PPP et connectées aux rivières, Kasai *et al.* (1999)). Ceci est reconnu dans le domaine microbiologique (exemples Pesce *et al.* (2009), Bourhane *et al.* (2022), voir Chapitre 7). Développer ces connaissances nécessite des études pluridisciplinaires (écotoxicologie, chimie, hydrologie) aux échelles des bassins versants.

Encadré 6-5. L'exemple des diatomées dans le continuum terrestre-eau douce-marin : un potentiel d'indication ?

Parmi les producteurs primaires, les diatomées (organismes unicellulaires eucaryotes) sont membres de l'embranchement des algues brunes (Chromista, https://www.algaebase.org/). Une particularité des diatomées est qu'elles présentent une paroi cellulaire hautement différenciée, principalement composée de silice : le frustule. L'ornementation des frustules est très diversifiée et est propre à chaque espèce. Cette caractéristique est à la base de la taxonomie et de la systématique des diatomées (Pfister *et al.*, 2017). Ces microalgues, dont la taille varie de quelques µm à plus de 500µm pour les plus grandes, constituent la majeure partie du phytoplancton lacustre et marin décrit morphologiquement (observable par microscopie optique). Les diatomées sont omniprésentes, elles colonisent divers types de substrats dans tous les types de milieux : aérien, terrestre et aquatique, dans des conditions des plus favorables aux plus inhospitalières. Les habitats aquatiques colonisés peuvent être des lacs, des mares, des rivières en eaux douces, mais aussi des estuaires et le milieu marin. Les espèces phytoplanctoniques se développent dans la colonne d'eau (en particulier les Centriques et les Araphidées). Les espèces benthiques croissent sur différents types de substrats : les diatomées formant l'épilithon se fixent sur la pierre, celles de l'épiphyton sur les plantes, celles qui se fixent sur les animaux (Majewska et Goosen, 2020), celles de l'épipélon sur le sédiment. Elles sont également présentes dans des environnements terrestres naturels et artificiels tels que sur des monuments, des rochers humides, des lichens, des mousses, dans le sol, et même dans les grottes (Barragan *et al.*, 2018).

La connectivité entre les milieux terrestres et aquatiques, ainsi que la grande amplitude écologique des diatomées, font de ce groupe taxonomique un indicateur biologique de pollution potentiellement utilisable tout le long du continuum terrestre-eau douce-eau marine. Ainsi, les travaux de Martínez-Carreras *et al.* (2015) ou Klaus *et al.* (2015) ont démontré des transferts rapides de diatomées « terrestres » depuis la surface des sols vers les cours d'eau, suggérant l'intérêt de ce groupe comme traceur potentiel de la connectivité hydrologique (Pfister *et al.*, 2017) et comme indicateur des perturbations anthropiques dans les zones intermédiaires entre deux milieux (Vacht *et al.*, 2018). Les diatomées constitutives du phytoplancton d'eau douce peuvent être transportées par le courant vers les estuaires et le milieu marin, où s'opère généralement une sélection rapide de taxons en raison des variations osmotiques. Toutefois, certaines espèces sont rencontrées sur tout le gradient de salinité (Roubeix *et al.*, 2008).

Il existe des dizaines de milliers d'espèces de diatomées (Guiry, 2012) qui présentent des exigences spécifiques et des tolérances variables à différentes gammes de paramètres de qualité des eaux (Stevenson et Pan, 1999). Leur cycle de vie très court leur donne une capacité d'intégration rapide des conditions de milieu et de réaction directe aux polluants, dont les pesticides. Grâce à leur grande sensibilité aux facteurs environnementaux et à la très grande spécificité de certaines espèces dans leurs préférences et tolérances écologiques, les diatomées constituent ainsi un compartiment privilégié pour la surveillance à long terme des milieux. Cette approche nécessite de multiplier les échantillonnages et analyses taxonomiques. Dans ce sens, des outils automatisés d'identification de diatomées se développent (Schulze *et al.*, 2013; Kloster *et al.*, 2014). Parallèlement, les approches de métagénomique et de barcoding ont fait beaucoup de progrès (Djemiel *et al.*, 2020; Rivera *et al.*, 2020). L'écologie des diatomées aquatiques est bien connue et a favorisé le développement d'indicateurs de qualité des eaux. L'outil diatomique (IBD) est ainsi reconnu à l'échelle européenne (DCE) pour la bio-indication et la bio-surveillance (voir section 2.3.1) des milieux aquatiques continentaux (Kelly *et al.*, 2008; 2012; 2014). Les préférences écologiques des diatomées terrestres et marines et leur sensibilité aux facteurs environnementaux sont moins bien connues, mais font l'objet de développements à des fins d'évaluation de la qualité des zones côtières (2013; 2014) et des sols (Heger *et al.*, 2012; Antonelli *et al.*, 2017; Foets *et al.*, 2021) y compris pour comparer des pratiques agricoles (Coller *et al.*, 2022). Nous avons vu dans ce chapitre sur les producteurs primaires plusieurs exemples montrant que la diversité des diatomées répondait aux PPP, et ceci dans tous les milieux étudiés, qu'ils soient terrestres (en contexte agricole par exemple), d'eau douce ou marins. Nous suggérons d'aborder les recherches écotoxicologiques sur ce groupe taxonomique à l'échelle du continuum terrestre-eau douce-eau marine en lien avec la connectivité hydrologique et les transferts de PPP. Pour cela, il nous paraît nécessaire de développer des travaux sur la conception et la normalisation des techniques d'échantillonnage (Barragan *et al.*, 2018) dans ces différents milieux en prenant pour référence les milieux aquatiques d'eau douce bien documentés (e.g. Coste *et al.* (2009) ; Irstea (2013)), et de poursuivre les approches complémentaires de taxonomie classique et de métagénomique associées aux mesures d'impacts écotoxiques.

Enfin, la méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance) qui a été très largement appliquée aux communautés microbiennes photosynthétiques en milieu aquatique (Blanck, 2002) est un outil prometteur d'indication d'exposition et d'impact des communautés microbiennes (au sens large) vis-à-vis des PPP, qui pourrait être appliqué autant pour le biomonitoring que pour l'évaluation du risque des PPP a *priori*. Il reste cependant des développements à réaliser, tant en termes d'échantillonnage, de référence, de standardisation des essais, que d'application à une plus grande diversité de pesticides seuls ou en mélanges (voir, Partie II, Annexe sur la méthode PICT).

3. Conclusions

Le constat général de cette revue bibliographique est qu'il y a trop peu de travaux (en particulier pour les deux dernières décennies) qui concernent les effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions des producteurs primaires.

Globalement, il existe très peu de travaux récents abordant les impacts des PPP sur les communautés naturelles de producteurs primaires, aussi bien les communautés microbiennes photosynthétiques (en particulier marines et terrestres) que les communautés de végétaux supérieurs (comme la flore des zones de bordure de champ). Il existe toutefois des articles plus proches du thème de l'ESCO publiés antérieurement à l'année 2000. C'est particulièrement le cas pour les microorganismes photosynthétiques terrestres d'où, dès la première analyse, un élargissement des dates de requête pour ce sous-thème. C'est aussi le cas pour les microorganismes photosynthétiques marins. Ainsi, environ un tiers des travaux exploités sur les références citées à propos des milieux marins sont antérieurs à la précédente ESCo sur le sujet (2005). Comme cela a été constaté par Vonk et Kraak (2020) dans une revue récente, la communauté scientifique souffre d'un manque de connaissances criant sur la toxicité des herbicides sur les producteurs primaires marins (microorganismes et macrophytes), ce qui entrave la possibilité de conclure quant aux effets spécifiques de ces substances sur ces organismes. Un autre constat des auteurs Vonk et Kraak (2020) est qu'il n'existe quasiment aucune donnée sur la toxicité des herbicides associés aux sédiments sur les producteurs primaires tels que les biofilms, le microphytobenthos (aussi bien en milieu d'eau douce que marin), alors que ces organismes sont préférentiellement exposés par cette voie de contact direct, et que les sédiments sont connus pour être des réservoirs de contaminants chimiques. Les conclusions de Vonk et Kraak (2020) portent sur les données de bioessais en monoculture avec herbicides. A travers l'analyse de notre corpus bibliographique, nous avons constaté que ce manque de connaissances s'applique encore plus largement à l'ensemble des PPP et aux effets sur la biodiversité des communautés de producteurs primaires. Par exemple, une méta-analyse des capacités de récupération post-exposition aux PPP des communautés végétales aquatiques et terrestres à l'échelle européenne (Kattwinkel *et al.*, 2015) a confirmé le faible nombre de travaux évaluant les effets sur le long terme de l'application des PPP organiques. De même, la revue de Prosser *et al.* (2016) conclut que l'état des connaissances concernant les effets non intentionnels sur les communautés végétales des bordures des champs est actuellement insuffisant pour évaluer avec certitude la nature et l'étendue des risques posés par les herbicides (associé à un manque de données de terrain sur les concentrations d'exposition, sur les effets mélanges, l'accumulation des PPP dans le temps et les interactions avec d'autres facteurs comme la fertilisation).

De plus, quels que soient les milieux et organismes photosynthétiques étudiés, la majorité des travaux concernent les impacts des herbicides et du cuivre, tandis que beaucoup moins d'études ont été publiées sur les impacts d'autres PPP (fongicides et insecticides), ce qui induit un manque de connaissances générales sur les différents types de PPP et leurs impacts sur les organismes photosynthétiques. Une explication possible à l'abondance des références concernant les herbicides est la proximité physiologique entre les organismes cibles et non cibles de ces derniers ; à l'opposé, il se peut que les autres PPP aient été moins étudiés, du fait de cette absence de proximité physiologique cibles/non cibles, ou que des résultats peu/pas significatifs n'aient pas été publiés. Nous avons de plus constaté que de nombreux travaux portent sur des herbicides désormais interdits.

Cette ressource limitée de connaissances nouvelles concernant les effets des PPP sur les producteurs primaires illustre donc le manque criant d'adéquation entre les forces vives de recherche en présence, associées aux financements octroyés sur réponses aux appels d'offres d'une part, et les enjeux considérables couverts par cette thématique d'autre part : ces enjeux relèvent pourtant de la biodiversité au niveau mondial, dans tous les écosystèmes (terrestres et aquatiques) et les milieux (anthropisés et naturels), et concernent les douze groupes de fonctions écologiques définies dans cette ESCo.

Dès lors, étant donné la complexité de la biodiversité (encore largement méconnue, en particulier en milieu marin) et des relations interspécifiques qui gouvernent l'évolution des assemblages, qui plus est sous l'effet d'un contaminant potentiellement toxique, les quelques éléments que nous avons relevés dans la bibliographie ne sauraient suffire pour répondre aux questions ambitieuses posées par l'ESCo.

Néanmoins, quelques éléments de réponse peuvent être proposés.

- **Effets des PPP sur les communautés photosynthétiques**

Les effets toxiques des PPP sur les communautés photosynthétiques sont dans la plupart des cas évalués sur la biomasse, l'abondance des populations (changement de structure des communautés) et la production primaire (photosynthèse et incorporation de l'azote atmosphérique ou activité nitrogénase). La diversité des communautés est le plus souvent abordée par des techniques classiques d'identification (au microscope pour les microorganismes), mais quelques études font appel aux profils pigmentaires associés ou non à la chémotaxonomie. Le recours aux empreintes génétiques est plus rare, néanmoins, l'essor récent des techniques de métabarcoding, dans les études de diversité microbienne notamment, devrait bénéficier également à la problématique portée par l'ESCo dans les années à venir.

Que ce soit vis-à-vis des microorganismes photosynthétiques ou des plantes supérieures, les herbicides, du fait de leur modes d'action, des doses et des périodes d'application, sont vraisemblablement les plus impactants, en particulier les inhibiteurs du photosystème II (triazines, urées, etc. dont certaines molécules antifouling appliquées dans les milieux aquatiques, surtout marins) et le cuivre (pour les communautés de microorganismes photosynthétiques), qui peuvent exercer une toxicité avérée à des concentrations environnementales. Il semble cependant qu'il y ait des différences d'impacts écotoxiques selon les groupes de producteurs primaires : par exemple les macrophytes (approches monospécifiques) semblent être sensibles à une plus grande diversité de susbtances actives (avec des modes d'action différents) que les microalgues et cyanobactéries, probablement en lien avec leur organisation biologique et des types d'exposition plus variés. Cette tendance mérite d'être confirmée par des recherches approfondies sur les diversités au moyen d'un panel de PPP aux modes d'action variés. En complément, le compartiment sédimentaire doit être mieux pris en compte : en effet, les PPP piégés dans les sédiments peuvent impacter les microalgues par resuspension, ainsi que les macrophytes à travers les racines.

Les plantes supérieures (flore de bordure de parcelles, flore des forêts) sont impactées par les herbicides avec une baisse globale de biomasse, de floraison et des changements de composition, mais généralement les quantités d'herbicide reçues par ces communautés ne sont que très rarement quantifiées. Au même titre que pour les sédiments, la question de l'accumulation dans le sol des PPP et des impacts potentiels à long terme sur ces communautés est peu abordée : nous faisons face à un manque criant de connaissances sur ce sujet. Les conséquences à long terme (sur plusieurs générations) de modifications même subtiles de biomasse, de floraison et de composition de ces communautés impactées par les PPP, ne sont pas non plus considérés.

La biomasse, la production primaire (activité photosynthétique et déshydrogénase) et la diversité des microorganismes photosynthétiques (aquatiques et terrestres, dont les lichens) sont aussi impactées par certains herbicides avec, parfois, des conséquences sur la tolérance acquise par ces communautés vis-à-vis de ces molécules. La méta-analyse de Kattwinkel *et al.* (2015) souligne également une persistance dans le temps des impacts délétères des substances herbicides vis-à-vis des producteurs primaires non cibles. La durabilité de ces effets sur les communautés est particulièrement notable en l'absence de connectivité avec des sources

d'organismes non-impactés (le rôle de l'immigration d'espèces dans la récupération structurelle et fonctionnelle de communautés exposées semble important).

Les quelques études portant sur les insecticides (milieux aquatiques naturels et rizières) suggèrent des effets principalement indirects (augmentation de biomasse et d'activité, développement de certaines espèces) sur les communautés microbiennes photosynthétiques à travers l'impact direct sur les invertébrés brouteurs (voir Chapitre 10).

- **Conséquences sur les fonctions écosystémiques**

De manière générale, les impacts sur des fonctions écosystémiques sont simplement suggérés dans les introductions et conclusions des publications. Il s'agit principalement des fonctions 1, 7 et 11 (régulation des échanges gazeux via notamment la photosynthèse, production de matière organique et maintien de la biodiversité) et plus rarement des fonctions 2, 8, 9 et 12 (dissipation des contaminants, régulation du cycle des nutriments, maintenance de la structure du sol, maintien des habitats et biotopes). Extrêmement peu de travaux abordent réellement et tentent de quantifier les effets des PPP sur les producteurs primaires jusqu'aux fonctions écosystémiques : ils ont montré les impacts écotoxiques sur la production et l'apport de matière organique (Fonction 7), la régulation des flux d'eau (Fonction 5), la maintenance de la structure du sol (Fonction 9), le maintien de la biodiversité (dont l'apport de matière organique aux pollinisateurs la favorisant) (Fonction 11) et la dispersion des propagules (Fonction 10).

Parmi les 12 fonctions écosystémiques définies dans cette ESCo (Figure 6-17) et qui concernent les producteurs primaires dans tous les milieux, un certain nombre ne sont même pas suggérées par les écotoxicologues dans les études sur les impacts des PPP (Tableau 6-5). Par exemple, s'il existe des travaux sur le rôle des biofilms sédimentaires (composés d'algues) sur la stabilité des sédiments (Fonction 9) et "l'immobilisation des contaminants" (Fonction 2), ces travaux ne regardent pas les effets des PPP sur les organismes en lien avec ces fonctions écosystémiques qu'ils assurent (Gerbersdorf et Wieprecht, 2015). Par ailleurs, d'autres travaux montrent les effets des PPP sur les biofilms aquatiques (voir sections précédentes), mais n'étudient pas les conséquences sur ces fonctions écosystémiques. Un autre exemple est la contribution reconnue de la diversité des communautés végétales, à travers leurs traits racinaires et aériens, à la qualité des sols en termes d'infiltration et de rétention en eau (F5) et de limitation de l'érosion (F9) (exemples : Duran Zuazo et Rodriguez Pleguezuelo, 2008; Kervroëdan *et al.,* 2018, Wu *et al*., 2019). Si les herbicides impactent la diversité des communautés végétales non cibles, nous n'avons pas trouvé d'études portant sur les conséquences de ces effets écotoxiques sur ces fonctions écosystémiques. Ainsi, nous suggérons dans les études d'écotoxicologie, d'intégrer les fonctions écosystémiques des producteurs primaires comme descripteurs d'effets dans les études, plutôt que de les citer comme conséquences des impacts directs mesurés sur les individus.

Tableau 6-5. Exemples de fonctions écosystémiques dont l'impact par les PPP a été observé ou suggéré dans les études synthétisées dans cette expertise

Organismes/milieux	Fonctions impactées principalement observées	Fonctions impactées suggérées
Microorganismes marins	F1 – F7	F8
Microorganismes d'eau douce	F1 – F7 – F11	F2
Microorganismes terrestres (dont lichens)	F7 – F9	F5 - F8
Macrophytes (aquatiques)	F2 - F7 - F11 - F12	
Plantes supérieures terrestres	F7 – F10 - F11	F12

Concernant en particulier les fonctions de régulation des échanges gazeux (F1) et de production de matière organique (F7), les biomasses et renouvellements des producteurs primaires sont très différents entre milieux aquatiques et milieux terrestres (voir section 1.1.2). On peut donc s'interroger sur les différences de sensibilité des producteurs primaires aux pollutions par les PPP dans les milieux aquatiques par rapport aux milieux terrestres

avec possiblement des implications différentes pour le fonctionnement de ces écosystèmes et des services rendus (dont la séquestration du carbone). Le fait que, sur terre, les deux types de communautés photosynthétiques (aquatiques et terrestres) aient le même bilan carbone global annuel, mais des (biomasses X temps de génération) totalement différents, montre qu'il faut aborder les effets des PPP sur ces communautés de manière comparative. Ainsi, en milieu aquatique (en particulier en milieu marin), nous manquons cruellement de connaissances alors que le renouvellement des organismes et leur réponse y sont extrêmement rapides et que les biomasses sont faibles.

Sans sous-estimer la difficulté à réaliser ce genre d'études abordant quantitativement les effets des PPP sur les fonctions écosystémiques (ou du moins sur les processus écologiques, Figure 6-17) réalisées par les producteurs primaires, nous avons été frappés par leur faible nombre. Ce bilan mis face au constat général sur le manque de données concernant les impacts des PPP sur la biodiversité des producteurs primaires, nous interroge donc sur la faible prise en compte par la communauté scientifique de ces compartiments biologiques en tant que communautés non cibles à la base des écosystèmes et pourtant sensibles aux PPP.

Des pistes de recherche

• Il nous paraît donc nécessaire de privilégier des recherches en écotoxicologie sur le long terme concernant les producteurs primaires :

• en particulier en milieux marin, sédimentaire et terrestre (communautés végétales des bordures de champ, et microorganismes photosynthétiques, par exemple : utiliser les lichens comme bioindicateurs présents dans les haies ou les lignes d'arbres d'agroforesterie qui sont en train d'être mises en place) ;

• en s'appropriant les avancées méthodologiques réalisées dans certains milieux et certaines communautés (algues et cyanobactéries d'eau douce, microorganismes hétérotrophes par exemple) dans les domaines des "-omiques", ainsi que dans d'autres domaines disciplinaires (imagerie, télédétection, modélisation, hydrologie, traits biologiques etc.) ;

• en étudiant les impacts d'autres PPP que des herbicides sur les communautés photosynthétiques ;

• en étudiant les impacts des mélanges de PPP ;

• en étudiant les impacts des nouvelles matières actives à très faible grammage / ha ;

• en étudiant les impacts des molécules naturelles développées dans le cadre de la lutte biologique et du biocontrôle, afin d'anticiper les conséquences de ces nouvelles pratiques (voir Chapitre 16) ;

• en développant des approches de biomonitoring opérationnel qui permettrait de mieux diagnostiquer les impacts des PPP, ce qui nécessiterait de soutenir des études à long terme s'appuyant sur des sites ateliers pérennes ;

• en élargissant les études écotoxicologiques des PPP sur les producteurs primaires en interaction avec différents groupes trophiques et écologiques des milieux pour capter les effets indirects (exemples : broutage par les invertébrés, interactions entre les microalgues/plantes supérieures et les microorganismes hétérotrophes) ; (voir Chapitres 7 et 10) ;

• en abordant l'écotoxicologie à travers les processus écologiques et les fonctions qui en découlent pour nous éclairer sur les conséquences écosystémiques des impacts des PPP. Dans ce cadre, la caractérisation des communautés au moyen des traits biologiques d'effet et de réponse aux PPP présente un fort intérêt.

• Biodisponibilité/écotoxicité des substances actives versus formulations commerciales

Le nombre de substances actives et de formulations commerciales disponibles sur le marché des PPP est actuellement très élevé (par ex. en 2021, pour les substances actives herbicides, sont disponibles 90 molécules, 104 associations de molécules et environ 730 produits commerciaux – source ACTA (2021). Pour une même substance active, différentes formulations commerciales peuvent être homologuées, la différence étant liée aux adjuvants (mouillant, solvant, phytoprotecteur) soit présents dans la préparation commerciale, soit ajoutés dans la

préparation. Dans les sols, il nous semble que la formulation est susceptible d'avoir un effet accru à travers les adjuvants favorisant une meilleure disponibilité pour les organismes. En milieu aquatique, les adjuvants apportés dans les formulations sont susceptibles de se dissocier rapidement de la substance active (voir par exemple la revue de Hanson *et al.*, 2019). Du fait de la multiplicité des substances actives et connexes présentes dans le milieu, des interactions (synergie ou antagonisme) seraient susceptibles d'impacter de façon imprévisible les producteurs primaires aquatiques (voir aussi effets de mélanges) mais cette éventualité est encore à démontrer.

De plus, selon les organismes (plantes supérieures, bryophytes, algues, cyanobactéries), l'organisation/paroi cellulaires sont différentes, susceptibles d'induire des cinétiques d'ad-/absorption des PPP différentes. Comparer les processus en milieu terrestre, aérien et aquatique de la biodisponibilité/écotoxicité des substances actives versus celles des formulations commerciales, est une piste de recherche actuellement trop peu documentée et qui mérite d'être financée et investiguée à l'avenir.

L'environnement social et politique indique que la réduction de l'usage des PPP est devenue une priorité comme le montrent aussi les derniers financements de la recherche au niveau national et européen. Depuis 2003, de nombreuses substances actives ont déjà été retirées dont plus de 50 substances herbicides. Il nous parrait nécessaire de concentrer les efforts de recherche sur les molécules qui seront susceptibles d'être conservées afin de pouvoir aider les décideurs politiques à choisir celles qui auront les effets négatifs les plus minimes sur les communautés non cibles dans l'attente d'un arrêt total de l'utilisation de ces molécules de synthèse. De même, il sera nécessaire de s'intéresser aux effets écotoxicologiques des substances dites naturelles dont les effets sur les producteurs primaires - pour la plupart de ces molécules - n'ont encore jamais été étudiés (voir Chapitre 16).

• Changement climatique/global et impacts des PPP sur les producteurs primaires

• Comme l'indique la revue de Polazzo *et al.* (2021) sur les effets combinés des canicules et des micropolluants sur les écosystèmes aquatiques d'eau douce, les études abordant les effets du changement climatique et interaction avec les effets des PPP sur les producteurs primaires sont très rares, et abordent généralement un seul facteur comme la température par exemple. L'augmentation de la fréquence des évènements extrêmes, la modification des régimes hydriques et hydrologiques, l'acidification des océans, les variations thermiques sont autant de facteurs susceptibles d'être aggravants sur la réponse des producteurs primaires vis-à-vis des PPP.

• Par ailleurs, les PPP pourraient avoir des effets négatifs sur des fonctions écosystémiques des producteurs primaires susceptibles de compenser les effets du changement climatique : par exemples : En agissant sur la biomasse, la physiologie et la diversité des producteurs primaires, les PPP peuvent impacter les fonctions F1 (régulation des échanges gazeux - photosynthèse et évapotranspiration), F4 (rétention d'eau), F5 (régulation des flux d'eau), F6 (albédo et réflexion) qui influent directement sur le climat à différentes échelles. Les PPP peuvent aussi impacter les fonctions anti érosion des producteurs primaires, ce qui pourrait exacerber l'érosion côtière ou des rives, les inondations (milieux aquatiques), les coulées de boue et autres phénomènes d'érosion (terrestre) accrues par le changement climatique.

• Enfin, les paramètres abiotiques saisonniers, impactés par le changement climatique et influençant directement et indirectement (par les successions biologiques des communautés microbiennes et la phénologie des plantes supérieures par exemples) les réponses des communautés de producteurs primaires vis-à-vis des PPP, sont aussi pertinents à étudier. D'autant que dans les écosystèmes, la présence des PPP est fortement marquée par la saisonnalité (pratiques culturales, régimes hydrologiques, voir Chapitres 4 et 5). Nous rejoignons ici aussi l'importance de développer des études à long terme.

Il est donc urgent d'intégrer ces facteurs de stress multiples liés au changement climatique dans les études sur les impacts des PPP sur les producteurs primaires.

Références bibliographiques

Abbot, J.; Marohasy, J., 2011. Has the herbicide diuron caused mangrove dieback? A re-examination of the evidence. *Human and Ecological Risk Assessment*, 17 (5): 1077-1094. https://doi.org/10.1080/10807039.2011.605672

Abinandan, S.; Subashchandrabose, S.R.; Venkateswarlu, K.; Megharaj, M., 2019. Soil microalgae and cyanobacteria: the biotechnological potential in the maintenance of soil fertility and health. *Critical Reviews in Biotechnology*, 39 (8): 981-998. https://doi.org/10.1080/07388551.2019.1654972

ACTA, 2021. *Index Phytosanitaire ACTA*. Paris: ACTA.

Adhikari, S.; Menalled, F.D., 2018. Impacts of Dryland Farm Management Systems on Weeds and Ground Beetles (Carabidae) in the Northern Great Plains. *Sustainability*, 10 (7): 12. https://doi.org/10.3390/su10072146

AFNOR, 2012. XP-X31 233 - Qualité du sol - Effets des sols contaminés sur la composition en acides gras foliaires de Lactuca sativa.

Agnan, Y.; Probst, A.; Sejalon-Delmas, N., 2017. Evaluation of lichen species resistance to atmospheric metal pollution by coupling diversity and bioaccumulation approaches: A new bioindication scale for French forested areas. *Ecological Indicators*, 72: 99-110. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.006

Ahemad, M.; Khan, M.S., 2010. Comparative toxicity of selected insecticides to pea plants and growth promotion in response to insecticide-tolerant and plant growth promoting Rhizobium leguminosarum. *Crop Protection*, 29 (4): 325-329. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.01.005

Ahmadjian, V., 1995. Lichens are more important than you think. *Bioscience*, 45 (3): 124-124. https://doi.org/10.1093/bioscience/45.3.124

Allen, J.L.; McMullin, R.T.; Tripp, E.A.; Lendemer, J.C., 2019. Lichen conservation in North America: a review of current practices and research in Canada and the United States. *Biodiversity and Conservation*, 28 (12): 3103-3138. https://doi.org/10.1007/s10531-019-01827-3

Amara, I.; Miled, W.; Ben Slama, R.; Ladhari, N., 2018. Antifouling processes and toxicity effects of antifouling paints on marine environment. A review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 57: 115-130. https://doi.org/10.1016/j.etap.2017.12.001

Andrade, C.; Villers, A.; Balent, G.; Bar-Hen, A.; Chadoeuf, J.; Cylly, D.; Cluzeau, D.; Fried, G.; Guillocheau, S.; Pillon, O.; Porcher, E.; Tressou, J.; Yamada, O.; Lenne, N.; Jullien, J.M.; Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecology and Evolution*, 11 (9): 3771-3793. https://doi.org/10.1002/ece3.6459

Andreasen, C.; Stryhn, H.; Streibig, J.C., 1996. Decline of the flora in Danish arable fields. *Journal of Applied Ecology*, 33 (3): 619-626. https://doi.org/10.2307/2404990

ANSES, 2017. *Synthèse des données de surveillance. Fiche PhytoPharmacoVigilance - Glyphosate,n°2017-04*, 16. https://www.anses.fr/fr/system/files/Fiche_PPV_Glyphosate.pdf

Antonelli, M.; Wetzel, C.E.; Ector, L.; Teuling, A.J.; Pfister, L., 2017. On the potential for terrestrial diatom communities and diatom indices to identify anthropic disturbance in soils. *Ecological Indicators*, 75: 73-81. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.003

Arrhenius, A.; Backhaus, T.; Hilvarsson, A.; Wendt, I.; Zgrundo, A.; Blanck, H., 2014. A novel bioassay for evaluating the efficacy of biocides to inhibit settling and early establishment of marine biofilms. *Marine Pollution Bulletin*, 87 (1-2): 292-299. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.011

Asad, M.A.U.; Lavoie, M.; Song, H.; Jin, Y.J.; Fu, Z.W.; Qian, H.F., 2017. Interaction of chiral herbicides with soil microorganisms, algae and vascular plants. *Science of the Total Environment*, 580: 1287-1299. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.092

Baert, J.M.; De Laender, F.; Janssen, C.R., 2017. The consequences of nonrandomness in species-sensitivity in relation to functional traits for ecosystem-level effects of chemicals. *Environmental Science & Technology*, 51 (12): 7228-7235. https://doi.org/10.1021/acs.est.7b00527

Bai, Z.G.; Dent, D.L.; Olsson, L.; Schaepman, M.E., 2008. Proxy global assessment of land degradation. *Soil Use and Management*, 24 (3): 223-234. https://doi.org/10.1111/j.1475-2743.2008.00169.x

Bain, C.; Bernard, J.L.; Fougeroux, A., 1995. *Protection des cultures et travail des hommes*. Paris: Ed Le Carrousel, 263.

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Houlahan, J.E.; Thompson, D.G.; Kidd, K.A., 2014. The direct and indirect effects of a glyphosate-based herbicide and nutrients on chironomidae (diptera) emerging from small wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9): 2076-2085. https://doi.org/10.1002/etc.2657

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Thompson, D.G.; Houlahan, J.E.; Kidd, K.A., 2016. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*, 25 (5): 1021-1032. https://doi.org/10.1007/s10646-016-1659-1

Baldauf, S.L., 2008. An overview of the phylogeny and diversity of eukaryotes. *Journal of Systematics and Evolution*, 46 (3): 263-273. https://doi.org/10.3724/Sp.J.1002.2008.08008

Bar-On, Y.M.; Phillips, R.; Milo, R., 2018. The biomass distribution on Earth. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (25): 6506-6511. https://doi.org/10.1073/pnas.1711842115

Barragan, C.; Wetzel, C.E.; Ector, L., 2018. A standard method for the routine sampling of terrestrial diatom communities for soil quality assessment. *Journal of Applied Phycology*, 30 (2): 1095-1113. https://doi.org/10.1007/s10811-017-1336-7

Barranguet, C.; Charantoni, E.; Plans, M.; Admiraal, W., 2000. Short-term response of monospecific and natural algal biofilms to copper exposure. *European Journal of Phycology*, 35 (4): 397-406. https://doi.org/10.1017/s0967026200002924

Barranguet, C.; Plans, M.; van der Grinten, E.; Sinke, J.J.; Admiraal, W., 2002. Development of photosynthetic biofilms affected by dissolved and sorbed copper in a eutrophic river. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (9): 1955-1965. https://doi.org/10.1002/etc.5620210925

Barranguet, C.; van den Ende, F.P.; Rutgers, M.; Breure, A.M.; Greijdanus, M.; Sinke, J.J.; Admiraal, W., 2003. Copper-induced modifications of the trophic relations in riverine algal-bacterial biofilms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (6): 1340-1349. https://doi.org/10.1002/etc.5620220622

Barre, J.P.G.; Deletraz, G.; Frayret, J.; Pinaly, H.; Donard, O.F.X.; Amouroux, D., 2015. Approach to spatialize local to long-range atmospheric metal input (Cd, Cu, Hg, Pb) in epiphytic lichens over a meso-scale area (Pyrénées-Atlantiques, southwestern France). *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (11): 8536-8548. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3990-5

Bartok, K., 1999. Pesticide usage and epiphytic lichen diversity in Romanian orchards. *Lichenologist*, 31: 21-25.

Beaulieu, M.; Cabana, H.; Huot, Y., 2020. Adverse effects of atrazine, DCMU and metolachlor on phytoplankton cultures and communities at environmentally relevant concentrations using Fast Repetition Rate Fluorescence. *Science of the Total Environment*, 712: 11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136239

Beets, J.; Jones, D.; Netherland, M.D.; Prince, C.; Leary, J., 2020. The suppressive effects of aquatic foliar herbicide prescriptions on nontarget panicgrass (Paspalidium geminatum). *Journal of Aquatic Plant Management*, 58: 112-117.

Behrens, R.; Lueschen, W.E., 2017. Dicamba Volatility. *Weed Science*, 27 (5): 486-493. https://doi.org/10.1017/s0043174500044453

Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (4): 182-188. https://doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00011-9

Berard, A.; Benninghoff, C., 2001. Pollution-induced community tolerance (PICT) and seasonal variations in the sensitivity of phytoplankton to atrazine in nanocosms. *Chemosphere*, 45 (4-5): 427-437. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00063-7

Berard, A.; Dorigo, U.; Humbert, J.F.; Martin-Laurent, F., 2005. Microalgae community structure analysis based on 18S rDNA amplification from DNA extracted directly from soil as a potential soil bioindicator. *Agronomy for Sustainable Development*, 25 (2): 285-291. https://doi.org/10.1051/agro:2005004

Berard, A.; Pelte, T.; Druart, J.C., 1999. Seasonal variations in the sensitivity of Lake Geneva phytoplankton community structure to atrazine. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 145 (3): 277-295.

Berard, A.; Rimet, F.; Capowiez, Y.; Leboulanger, C., 2004. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: A possible bioindicator of soil contamination? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46 (1): 24-31. https://doi.org/10.1007/s00244-003-2147-1

Bernasconi, C.; Demetrio, P.M.; Alonso, L.L.; Mac Loughlin, T.M.; Cerda, E.; Sarandon, S.J.; Marino, D.J., 2021. Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 313: 107341. https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341

Bertoncini, A.P.; Machon, N.; Pavoine, S.; Muratet, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, 105 (1-2): 53-61. https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.017

Bester, K., 2000. Effects of pesticides on seagrass beds. *Helgoland Marine Research*, 54 (2-3): 95-98. https://doi.org/10.1007/s101520050007

Bester, K.; Huhnerfuss, H.; Brockmann, U.; Rick, H.J., 1995. Biological Effects of Triazine Herbicide Contamination on Marine-Phytoplankton. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 29 (3): 277-283. https://doi.org/10.1007/Bf00212490

Biswas, H.; Bandyopadhyay, D., 2017. Physiological responses of coastal phytoplankton (Visakhapatnam, SW Bay of Bengal, India) to experimental copper addition. *Marine environmental research*, 131: 19-31. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.09.008

Blanck, H., 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (5): 1003-1034. https://doi.org/10.1080/1080-700291905792

Blaxter, M.; Mann, J.; Chapman, T.; Thomas, F.; Whitton, C.; Floyd, R.; Abebe, E., 2005. Defining operational taxonomic units using DNA barcode data. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 360 (1462): 1935-1943. https://doi.org/10.1098/rstb.2005.1725

Bohm, G.M.B.; Alves, B.J.R.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M.; Xavier, G.R.; Hax, F.; Rombaldi, C.V., 2009. Glyphosate- and imazethapyr-induced effects on yield, nodule mass and biological nitrogen fixation in field-grown glyphosate-resistant soybean. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (2): 420-422. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.11.002

Bohn, T.; Lovei, G.L., 2017. Complex Outcomes from Insect and Weed Control with Transgenic Plants: Ecological Surprises? *Frontiers in Environmental Science*, 5: 8. https://doi.org/10.3389/fenvs.2017.00060

Bohnenblust, E.W.; Vaudo, A.D.; Egan, J.F.; Mortensen, D.A.; Tooker, J.F., 2016. Effects of the herbicide dicamba on nontarget plants and pollinator visitation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (1): 144-151. https://doi.org/10.1002/etc.3169

Bonilla, S.; Conde, D.; Blanck, H., 1998. The photosynthetic responses of marine phytoplankton, periphyton and epipsammon to the herbicides paraquat and simazine. *Ecotoxicology*, 7 (2): 99-105. https://doi.org/10.1023/A:1008867920179

Borbor-Cordova, M.J.; Torres, G.; Mantilla-Saltos, G.; Casierra-Tomalal, A.; Bermudez, J.R.; Renteria, W.; Bayot, B., 2018. Oceanography of Harmful Algal Blooms on the Ecuadorian Coast (1997-2017): Integrating Remote Sensing and Biological Data. *Frontiers in Marine Science*, 6: 19. https://doi.org/10.3389/fmars.2019.00013

Borgato, L.; Fryday, A.M.; Ertz, D., 2020. Preliminary checklist of the lichens and lichenicolous fungi of Martinique, with 144 new records. *Herzogia*, 33 (1): 139-178. https://doi.org/10.13158/heia.33.1.2020.139

Bourhane, Z.; Lanzen, A.; Cagnon, C.; Ben Said, O.; Mahmoudi, E.; Coulon, F.; Atai, E.; Borja, A.; Cravo-Laureau, C.; Duran, R., 2022. Microbial diversity alteration reveals biomarkers of contamination in soil-river-lake continuum. *Journal of Hazardous Materials*, 421: 14. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126789

Boutin, C.; Aya, K.L.; Carpenter, D.; Thomas, P.J.; Rowland, O., 2012. Phytotoxicity testing for herbicide regulation: Shortcomings in relation to biodiversity and ecosystem services in agrarian systems. *Science of the Total Environment*, 415: 79-92. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.046

Boutin, C.; Montroy, K.; Mathiassen, S.K.; Carpenter, D.J.; Strandberg, B.; Damgaard, C., 2019. Effects of sublethal doses of herbicides on the competitive interactions between 2 nontarget plants, Centaurea cyanus L. and Silene noctiflora L. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (9): 2053-2064. https://doi.org/10.1002/etc.4506

Boutin, C.; Strandberg, B.; Carpenter, D.; Mathiassen, S.K.; Thomas, P.J., 2014. Herbicide impact on non-target plant reproduction: What are the toxicological and ecological implications? *Environmental Pollution*, 185: 295-306. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.009

Bouvy, M.; Dupuy, C.; Got, P.; Domaizon, I.; Carre, C.; Pagano, M.; Debroas, D.; Roques, C.; Leboulanger, C., 2021. Rapid responses of pristine marine planktonic communities in experimental approach to diuron and naphthalene (Juan de Nova Island, Western Indian Ocean). *Marine and Freshwater Research*, 72 (7): 1065-1085. https://doi.org/10.1071/mf20276

Boyce, D.G.; Lewis, M.R.; Worm, B., 2010. Global phytoplankton decline over the past century. *Nature*, 466 (7306): 591-596. https://doi.org/10.1038/nature09268

Breda-Alves, F.; Fernandes, V.D.; Chia, M.A., 2021. Understanding the environmental roles of herbicides on cyanobacteria, cyanotoxins, and cyanoHABs. *Aquatic Ecology*, 55 (2): 347-361. https://doi.org/10.1007/s10452-021-09849-2

Brodie, J.; Landos, M., 2019. Pesticides in Queensland and Great Barrier Reef waterways - potential impacts on aquatic ecosystems and the failure of national management. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 230: 17. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.106447

Brodie, J.E.; Kroon, F.J.; Schaffelke, B.; Wolanski, E.C.; Lewis, S.E.; Devlin, M.J.; Bohnet, I.C.; Bainbridge, Z.T.; Waterhouse, J.; Davis, A.M., 2012. Terrestrial pollutant runoff to the Great Barrier Reef: An update of issues, priorities and management responses. *Marine Pollution Bulletin*, 65 (4-9): 81-100. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.12.012

Brogan, W.R.; Relyea, R.A., 2013a. Mitigating with macrophytes: Submersed plants reduce the toxicity of pesticide-contaminated water to zooplankton. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (3): 699-706. https://doi.org/10.1002/etc.2080

Brogan, W.R.; Relyea, R.A., 2013b. Mitigation of malathion's acute toxicity by four submersed macrophyte species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (7): 1535-1543. https://doi.org/10.1002/etc.2233

Brühl, C.A.; Zaller, J.G., 2021. 8 - Indirect herbicide effects on biodiversity, ecosystem functions, and interactions with global changes. In: Mesnage, R.; Zaller, J.G., eds. *Herbicides : Chemistry, Efficacy, Toxicology, and Environmental Impacts, Emerging Issues in Analytical Chemistry*. Elsevier, 231-272. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-823674-1.00005-5

Buerger, P.; Alvarez-Roa, C.; Coppin, C.W.; Pearce, S.L.; Chakravarti, L.J.; Oakeshott, J.G.; Edwards, R.; van Oppen, M.J.H., 2020. Heat-evolved microalgal symbionts increase coral bleaching tolerance. *Science Advances*, 6 (20): 8. https://doi.org/10.1126/sciadv.aba2498

Burn, A., 2003. Pesticide buffer zones for the protection of wildlife. *Pest Management Science*, 59 (5): 583-590. https://doi.org/10.1002/ps.698

Burnat, M.; Diestra, E.; Esteve, I.; Sole, A., 2009. In situ determination of the effects of lead and copper on cyanobacterial populations in microcosms. *PloS one*, 4 (7): e6204. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0006204

Cabral, C.M.; dos Santos, J.B.; Ferreira, E.A.; Machado, V.M.; Pereira, I.M.; Silva, D.V.; Souza, M.F., 2017. Tolerance to the Herbicide Clomazone and Potential for Changes of Forest Species. *Bioscience Journal*, 33 (4): 897-904. https://doi.org/10.14393/BJ-v33n4a2017-36750

Carlsen, S.C.; Spliid, N.H.; Svensmark, B., 2006. Drift of 10 herbicides after tractor spray application. 2. Primary drift (droplet drift). *Chemosphere*, 64 (5): 778-786. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.10.060

Carpenter, D.; Boutin, C., 2010. Sublethal effects of the herbicide glufosinate ammonium on crops and wild plants: short-term effects compared to vegetative recovery and plant reproduction. *Ecotoxicology*, 19 (7): 1322-36. https://doi.org/10.1007/s10646-010-0519-7

Carreiro, M.M.; Fuselier, L.C.; Waltman, M., 2020. Efficacy and Nontarget Effects of Glyphosate and Two Organic Herbicides for Invasive Woody Vine Control. *Natural Areas Journal*, 40 (2): 129-141. https://doi.org/10.3375/043.040.0204

Carvalhido, V.; da Silva, M.B.; Santos, M.; Tamagnini, P.; Melo, P.; Pereira, R., 2021. Development of an ecotoxicological test procedure for soil microalgae. *Science of the Total Environment*, 783: 11. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147006

Cedergreen, N., 2014. Quantifying Synergy: A Systematic Review of Mixture Toxicity Studies within Environmental Toxicology. *PloS one*, 9 (5): 12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096580

Cedergreen, N.; Streibig, J.C., 2005. The toxicity of herbicides to non-target aquatic plants and algae: assessment of predictive factors and hazard. *Pest Management Science*, 61 (12): 1152-1160. https://doi.org/10.1002/ps.1117

Chamel, A.; Gaillardon, P.; Gauvrit, C., 1991. La pénétration foliaire des herbicides. *Les herbicides, mode d'action et principes d'utilisation*. INRA, 7-49.

Chang, K.H.; Sakamoto, M.; Ha, J.Y.; Miyabara, Y.; Nakano, S.; Doi, H.; Hanazato, T., 2011. Response of the plankton community to herbicide application (triazine herbicide, simetryn) in a eutrophicated system: short-term exposure experiment using microcosms. *Limnology*, 12 (1): 11-16. https://doi.org/10.1007/s10201-010-0317-1

Chauvel, B.; Guillemin, J.P.; Gasquez, J.; Gauvrit, C., 2012. History of chemical weeding from 1944 to 2011 in France: Changes and evolution of herbicide molecules. *Crop Protection*, 42: 320-326. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2012.07.011

Cheloni, G.; Cosio, C.; Slaveykova, V.I., 2014. Antagonistic and synergistic effects of light irradiation on the effects of copper on Chlamydomonas reinhardtii. *Aquatic Toxicology*, 155: 275-282. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.07.010

Coller, E.; Oliveira Longa, C.M.; Morelli, R.; Zanoni, S.; Cersosimo Ippolito, M.C.; Pindo, M.; Cappelletti, C.; Ciutti, F.; Menta, C.; Zanzotti, R.; Ioriatti, C., 2022. Soil Communities: Who Responds and How Quickly to a Change in Agricultural System? *Sustainability*, 14 (1): 383. https://doi.org/10.3390/su14010383

Corrales, N.; Meerhoff, M.; Antoniades, D., 2021. Glyphosate-based herbicide exposure affects diatom community development in natural biofilms. *Environmental Pollution*, 284: 8. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117354

Coste, M.; Boutry, S.; Tison-Rosebery, J.; Delmas, F., 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9 (4): 621-650. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.06.003

Cothran, R.D.; Radarian, F.; Relyea, R.A., 2011. Altering aquatic food webs with a global insecticide: arthropod-amphibian links in mesocosms that simulate pond communities. *Journal of the North American Benthological Society*, 30 (4): 893-912. https://doi.org/10.1899/11-011.1

Crespo, E.; Lozano, P.; Blasco, J.; Moreno-Garrido, I., 2013. Effect of Copper, Irgarol and Atrazine on Epiphytes Attached to Artificial Devices for Coastal Ecotoxicology Bioassays. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 91 (6): 656-660. https://doi.org/10.1007/s00128-013-1122-4

Crouzet, O.; Bérard, A., 2017. Les microalgues et cyanobactéries édaphiques : écologie et rôles en bioindication. In: Bernard, C.; Mougin, C.; Pery, A., eds. *Ecotoxicologie des communautés et impacts sur les fonctions des écosystèmes*. ISTE éditions.

Crouzet, O.; Consentino, L.; Petraud, J.P.; Marrauld, C.; Aguer, J.P.; Bureau, S.; Le Bourvellec, C.; Touloumet, L.; Berard, A., 2019. Soil Photosynthetic Microbial Communities Mediate Aggregate Stability: Influence of Cropping Systems and Herbicide Use in an Agricultural Soil. *Frontiers in Microbiology*, 10: 15. https://doi.org/10.3389/fmicb.2019.01319

Crouzet, O.; Wiszniowski, J.; Donnadieu, F.; Bonnemoy, F.; Bohatier, J.; Mallet, C., 2013. Dose-Dependent Effects of the Herbicide Mesotrione on Soil Cyanobacterial Communities. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64 (1): 23-31. https://doi.org/10.1007/s00244-012-9809-9

Dahl, B.; Blanck, H., 1996. Toxic effects of the antifouling agent Irgarol 1051 on periphyton communities in coastal water microcosms. *Marine Pollution Bulletin*, 32 (4): 342-350. https://doi.org/10.1016/0025-326x(96)84828-4

Dahlin, S.; Witter, E.; Martensson, A.; Turner, A.; Baath, E., 1997. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (9-10): 1405-1415. https://doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00048-5

Das, M.K.; Adhikary, S.P., 1996. Toxicity of three pesticides to several rice-field cynobacteria. *Tropical Agriculture*, 73 (2): 155-157.

Dash, N.P.; Kaushik, M.S.; Kumar, A.; Abraham, G.; Singh, P.K., 2018. Toxicity of biocides to native cyanobacteria at different rice crop stages in wetland paddy field. *Journal of Applied Phycology*, 30 (1): 483-493. https://doi.org/10.1007/s10811-017-1276-2

Dash, N.P.; Kumar, A.; Kaushik, M.S.; Abraham, G.; Singh, P.K., 2017. Agrochemicals influencing nitrogenase, biomass of N-2-fixing cyanobacteria and yield of rice in wetland cultivation. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 9: 28-34. https://doi.org/10.1016/j.bcab.2016.11.001

Davies, J.; Honegger, J.L.; Tencalla, F.G.; Meregalli, G.; Brain, P.; Newman, J.R.; Pitchford, H.F., 2003. Herbicide risk assessment for non-target aquatic plants: sulfosulfuron - a case study. *Pest Management Science*, 59 (2): 231-237. https://doi.org/10.1002/ps.625

de Caralt, S.; Verdura, J.; Verges, A.; Ballesteros, E.; Cebrian, E., 2020. Differential effects of pollution on adult and recruits of a canopy-forming alga: implications for population viability under low pollutant levels. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-73990-5

De Carvalho Marques, J.G.D.; Verissimo, K.J.D.; Fernandes, B.S.; Ferreira, S.R.D.; Montenegro, S.; Motteran, F., 2021. Glyphosate: A Review on the Current Environmental Impacts from a Brazilian Perspective. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 107 (3): 385-397. https://doi.org/10.1007/s00128-021-03295-4

De la Broise, D.; Palenik, B., 2007. Immersed in situ microcosms: A tool for the assessment of pollution impact on phytoplankton. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341 (2): 274-281.

De la Broise, D.; Stachowski-Haberkorn, S., 2012. Evaluation of the partial renewal of in situ phytoplankton microcosms and application to the impact assessment of bentazon and dimethenamid. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (11): 2480-2488. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.07.039

De Valck, J.; Rolfe, J., 2018. Linking water quality impacts and benefits of ecosystem services in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 55-66. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.017

de Vargas, C.; Audic, S.; Henry, N.; Decelle, J.; Mahe, F.; Logares, R.; Lara, E.; Berney, C.; Le Bescot, N.; Probert, I.; Carmichael, M.; Poulain, J.; Romac, S.; Colin, S.; Aury, J.M.; Bittner, L.; Chaffron, S.; Dunthorn, M.; Engelen, S.; Flegontova, O.; Guidi, L.; Horak, A.; Jaillon, O.; Lima-Mendez, G.; Lukes, J.; Malviya, S.; Morard, R.; Mulot, M.; Scalco, E.; Siano, R.; Vincent, F.; Zingone, A.; Dimier, C.; Picheral, M.; Searson, S.; Kandels-Lewis, S.; Tara Oceans, C.; Acinas, S.G.; Bork, P.; Bowler, C.; Gorsky, G.; Grimsley, N.; Hingamp, P.; Iudicone, D.; Not, F.; Ogata, H.; Pesant, S.; Raes, J.; Sieracki, M.E.; Speich, S.; Stemmann, L.; Sunagawa, S.; Weissenbach, J.; Wincker, P.; Karsenti, E., 2015. Eukaryotic plankton diversity in the sunlit ocean. *Science*, 348 (6237): 1261605. https://doi.org/10.1126/science.1261605

Debenest, T.; Silvestre, J.; Coste, M.; Pinelli, E., 2010. Effects of Pesticides on Freshwater Diatoms. In: Whitcare, D.M., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 203*. New York: Springer, 87-103. https://doi.org/10.1007/978-1-4419-1352-4_2

Deleau, D.; Protin, P.V., 2017. Le sursemis - une technique exigeante. *Perspectives Agricoles*, 433: 27-29.

DeLorenzo, M.E.; Lauth, J.; Pennington, P.L.; Scott, G.I.; Ross, P.E., 1999a. Atrazine effects on the microbial food web in tidal creek mesocosms. *Aquatic Toxicology*, 46 (3-4): 241-251. https://doi.org/10.1016/S0166-445x(98)00132-5

DeLorenzo, M.E.; Pennington, P.L.; Chung, K.W.; Finnegan, M.C.; Fulton, M.H., 2009. Effects of the antifouling compound, Irgarol 1051, on a simulated estuarine salt marsh ecosystem. *Ecotoxicology*, 18 (2): 250-258. https://doi.org/10.1007/s10646-008-0278-x

DeLorenzo, M.E.; Scott, G.I.; Ross, P.E., 1999b. Effects of the agricultural pesticides atrazine, deethylatrazine, endosulfan, and chlorpyrifos on an estuarine microbial food web. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (12): 2824-2835. https://doi.org/10.1002/etc.5620181224

DeLorenzo, M.E.; Scott, G.I.; Ross, P.E., 2001. Toxicity of pesticides to aquatic microorganisms: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (1): 84-98. https://doi.org/10.1002/etc.5620200108

Demailly, F.; Elfeky, I.; Malbezin, L.; Le Guedard, M.; Eon, M.; Bessoule, J.J.; Feurtet-Mazel, A.; Delmas, F.; Mazzella, N.; Gonzalez, P.; Morin, S., 2019. Impact of diuron and S-metolachlor on the freshwater diatom Gomphonema gracile: Complementarity between fatty acid profiles and different kinds of ecotoxicological impact-endpoints. *Science of the Total Environment*, 688: 960-969. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.347

Derrouch, D.; Chauvel, B.; Cordeau, S.; Dessaint, F., 2021. Functional shifts in weed community composition following adoption of conservation agriculture. *Weed Research*: 10. https://doi.org/10.1111/wre.12517

Desrosiers, C.; Leflaive, J.; Eulin, A.; Ten-Hage, L., 2013. Bioindicators in marine waters: Benthic diatoms as a tool to assess water quality from eutrophic to oligotrophic coastal ecosystems. *Ecological Indicators*, 32: 25-34. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.02.021

Desrosiers, C.; Leflaive, J.; Eulin, A.; Ten-Hage, L., 2014. Optimal colonization and growth of marine benthic diatoms on artificial substrata: protocol for a routine use in bioindication. *Journal of Applied Phycology*, 26 (4): 1759-1771. https://doi.org/10.1007/s10811-013-0204-3

Devault, D.A.; Guillemin, J.P.; Millet, M.; Eymery, F.; Hulin, M.; Merlo, M., 2019. Prosulfocarb at center stage! *Environmental Science and Pollution Research*: 7. https://doi.org/10.1007/s11356-019-06928-8

Devilla, R.A.; Brown, M.T.; Donkin, M.; Readman, J.W., 2005a. The effects of a PSII inhibitor on phytoplankton community structure as assessed by HPLC pigment analyses, microscopy and flow cytometry. *Aquatic Toxicology*, 71 (1): 25-38. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.10.002

Devilla, R.A.; Brown, M.T.; Donkin, M.; Tarran, G.A.; Aiken, J.; Readman, J.W., 2005b. Impact of antifouling booster biocides on single microalgal species and on a natural marine phytoplankton community. *Marine Ecology Progress Series*, 286: 1-12. https://doi.org/10.3354/meps286001

Diaz, S.; Kattge, J.; Cornelissen, J.H.C.; Wright, I.J.; Lavorel, S.; Dray, S.; Reu, B.; Kleyer, M.; Wirth, C.; Prentice, I.C.; Garnier, E.; Bonisch, G.; Westoby, M.; Poorter, H.; Reich, P.B.; Moles, A.T.; Dickie, J.; Gillison, A.N.; Zanne, A.E.; Chave, J.; Wright, S.J.; Sheremet'ev, S.N.; Jactel, H.; Baraloto, C.; Cerabolini, B.; Pierce, S.; Shipley, B.; Kirkup, D.; Casanoves, F.; Joswig, J.S.; Gunther, A.; Falczuk, V.; Ruger, N.; Mahecha, M.D.; Gorne, L.D., 2016. The global spectrum of plant form and function. *Nature*, 529 (7585): 167-+. https://doi.org/10.1038/nature16489

Diaz, S.; Purvis, A.; Cornelissen, J.H.C.; Mace, G.M.; Donoghue, M.J.; Ewers, R.M.; Jordano, P.; Pearse, W.D., 2013. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3 (9): 2958-2975. https://doi.org/10.1002/ece3.601

Diepens, N.J.; Buffan-Dubau, E.; Budzinski, H.; Kallerhoff, J.; Merlina, G.; Silvestre, J.; Auby, I.; Tapie, N.; Elger, A., 2017. Toxicity effects of an environmental realistic herbicide mixture on the seagrass Zostera noltei. *Environmental Pollution*, 222: 393-403. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.12.021

DiTomaso, J.M.; Kyser, G.B., 2015. Effects of Aminopyralid on California Annual Grassland Plant Communities. *Invasive Plant Science and Management*, 8 (1): 98-109. https://doi.org/10.1614/Ipsm-D-14-00010.1

Djemiel, C.; Plassard, D.; Terrat, S.; Crouzet, O.; Sauze, J.; Mondy, S.; Nowak, V.; Wingate, L.; Ogee, J.; Maron, P.A., 2020. mu green-db: a reference database for the 23S rRNA gene of eukaryotic plastids and cyanobacteria. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. https://doi.org/10.1038/s41598-020-62555-1

Dorigo, U.; Leboulanger, C.; Berard, A.; Bouchez, A.; Humbert, J.F.; Montuelle, B., 2007. Lotic biofilm community structure and pesticide tolerance along a contamination gradient in a vineyard area. *Aquatic Microbial Ecology*, 50 (1): 91-102. https://doi.org/10.3354/ame01133

Dorigo, U.; Lefranc, M.; Leboulanger, C.; Montuelle, B.; Humbert, J.F., 2009. Spatial heterogeneity of periphytic microbial communities in a small pesticide-polluted river. *Fems Microbiology Ecology*, 67 (3): 491-501. https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00642.x

Dostalek, T.; Pankova, H.; Munzbergova, Z.; Rydlova, J., 2013. The Effect of AMF Suppression on Plant Species Composition in a Nutrient-Poor Dry Grassland. *PloS one*, 8 (11): 11. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0080535

Douglass, C.H.; Nissen, S.J.; Kniss, A.R., 2016. Efficacy and environmental fate of imazapyr from directed helicopter applications targeting Tamarix species infestations in Colorado. *Pest Management Science*, 72 (2): 379-387. https://doi.org/10.1002/ps.4016

Downing, H.F.; Delorenzo, M.E.; Fulton, M.H.; Scott, G.I.; Madden, C.J.; Kucklick, J.R., 2004. Effects of the agricultural pesticides atrazine, chlorothalonil, and endosulfan on South Florida microbial assemblages. *Ecotoxicology*, 13 (3): 245-260. https://doi.org/10.1023/B:ECTX.0000023569.46544.9f

Dsikowitzky, L.; Nguyen, T.M.I.; Konzer, L.; Zhao, H.W.; Wang, D.R.; Yang, F.; Schwarzbauer, J., 2020. Occurrence and origin of triazine herbicides in a tropical coastal area in China: A potential ecosystem threat. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 235: 8. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106612

Duke, N.C.; Bell, A.M.; Pederson, D.K.; Roelfsema, C.M.; Nash, S.B., 2005. Herbicides implicated as the cause of severe mangrove dieback in the Mackay region, NE Australia: consequences for marine plant habitats of the GBR World Heritage Area. *Marine Pollution Bulletin*, 51 (1-4): 308-324. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.040

Dunker, M.; Kittel, R.; Hornbostel, K.; Zwerger, P., 2002. Vegetation analyses to assess the impact of selected herbicides on non-target plants in field boundaries. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*: 1013-1021.

Dupont, Y.L.; Strandberg, B.; Damgaard, C., 2018. Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in Tanacetum vulgare (Asteraceae). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 262: 76-82. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.014

EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2014. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target terrestrial plants. *EFSA Journal*, 12 (7). https://doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3800

Egan, J.F.; Barlow, K.M.; Mortensen, D.A., 2014. A Meta-Analysis on the Effects of 2,4-D and Dicamba Drift on Soybean and Cotton. *Weed Science*, 62 (1): 193-206. https://doi.org/10.1614/ws-d-13-00025.1

Ellis, C.J., 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology Evolution and Systematics*, 14 (2): 131-152. https://doi.org/10.1016/j.ppees.2011.10.001

Escorial, M.C.; Chueca, R.C.; Perez-Fernandez, A.; Loureiro, I., 2019. Glyphosate sensitivity of selected weed species commonly found in maize fields. *Weed Science*, 67 (6): 633-641. https://doi.org/10.1017/wsc.2019.54

Espel, D.; Diepens, N.J.; Boutron, O.; Buffan-Dubau, E.; Cherain, Y.; Coulet, E.; Grillas, P.; Probst, A.; Silvestre, J.; Elger, A., 2019. Dynamics of the seagrass Zostera noltei in a shallow Mediterranean lagoon exposed to chemical contamination and other stressors. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 222: 1-12. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2019.03.019

Esteves, S.M.; Keck, F.; Almeida, S.F.P.; Figueira, E.; Bouchez, A.; Rimet, F., 2017. Can we predict diatoms herbicide sensitivities with phylogeny? Influence of intraspecific and interspecific variability. *Ecotoxicology*, 26 (8): 1065-1077. https://doi.org/10.1007/s10646-017-1834-z

Favero-Longo, S.E.; Benesperi, R.; Bertuzzi, S.; Bianchi, E.; Buffa, G.; Giordani, P.; Loppi, S.; Malaspina, P.; Matteucci, E.; Paoli, L.; Ravera, S.; Roccardi, A.; Segimiro, A.; Vannini, A., 2017. Species-and site-specific efficacy of commercial biocides and application solvents against lichens. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 123: 127-137. https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.06.009

Felisbino, K.; Santos, R.; Piancini, L.D.S.; Cestari, M.M.; Leme, D.M., 2018. Mesotrione herbicide does not cause genotoxicity, but modulates the genotoxic effects of Atrazine when assessed in mixture using a plant test system (Allium cepa). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 150: 83-88. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2018.07.009

Fernandez, M.V.; Gardinali, P.R., 2016. Risk assessment of triazine herbicides in surface waters and bioaccumulation of Irgarol and M1 by submerged aquatic vegetation in Southeast Florida. *Science of the Total Environment*, 541: 1556-1571. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.035

Fiawoo, I., 2021. Effets écotoxicologiques des produits phytosanitaires sur les producteurs primaires (non cibles) en eau douces. M1 Ecotoxicologie et Chimie de l'environnement (EXCE), Université de Bordeaux.

Field, C.B.; Behrenfeld, M.J.; Randerson, J.T.; Falkowski, P., 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281 (5374): 237-240. https://doi.org/10.1126/science.281.5374.237

Fischer, T.; Veste, M.; Eisele, A.; Bens, O.; Spyra, W.; Huttl, R.F., 2012. Small scale spatial heterogeneity of Normalized Difference Vegetation Indices (NDVIs) and hot spots of photosynthesis in biological soil crusts. *Flora*, 207 (3): 159-167. https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.01.001

Flood, S.L.; Burkholder, J.M., 2018. Chattonella subsalsa (Raphidophyceae) growth and hemolytic activity in response to agriculturally-derived estuarine contaminants. *Harmful Algae*, 76: 66-79. https://doi.org/10.1016/j.hal.2018.05.006

Florencia, F.M.; Carolina, T.; Enzo, B.; Leonardo, G., 2017. Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicol Environ Saf*, 144: 360-368. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.049

Flores, F.; Collier, C.J.; Mercurio, P.; Negri, A.P., 2013. Phytotoxicity of Four Photosystem II Herbicides to Tropical Seagrasses. *PloS one*, 8 (9): 12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0075798

Foets, J.; Stanek-Tarkowska, J.; Teuling, A.J.; Van de Vijver, B.; Wetzel, C.E.; Pfister, L., 2021. Autecology of terrestrial diatoms under anthropic disturbance and across climate zones. *Ecological Indicators*, 122: 16. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107248

Forsyth, D.J.; Martin, P.A.; Shaw, G.G., 1997. Effects of herbicides on two submersed aquatic macrophytes, Potamogeton pectinatus L and Myriophyllum sibiricum Komarov, in a prairie wetland. *Environmental Pollution*, 95 (2): 259-268. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(96)00137-6

Foulquier, A.; Morin, S.; Dabrin, A.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Pesce, S., 2015. Effects of mixtures of dissolved and particulate contaminants on phototrophic biofilms: new insights from a PICT approach combining toxicity tests with passive samplers and model substances. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (6): 4025-4036. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3289-6

Fowler, D.; Coyle, M.; Skiba, U.; Sutton, M.A.; Cape, J.N.; Reis, S.; Sheppard, L.J.; Jenkins, A.; Grizzetti, B.; Galloway, J.N.; Vitousek, P.; Leach, A.; Bouwman, A.F.; Butterbach-Bahl, K.; Dentener, F.; Stevenson, D.; Amann, M.; Voss, M., 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 368 (1621): 13. https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0164

Fried, G.; Chauvel, B.; Reboud, X., 2009a. A functional analysis of large-scale temporal shifts from 1970 to 2000 in weed assemblages of sunflower crops in France. *Journal of Vegetation Science*, 20 (1): 49-58. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2009.05284.x

Fried, G.; Norton, L.R.; Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 128 (1-2): 68-76. https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.003

Fried, G.; Petit, S.; Dessaint, F.; Reboud, X., 2009b. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation*, 142 (1): 238-243. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.029

Fried, G.; Villers, A.; Porcher, E., 2018. Assessing non-intended effects of farming practices on field margin vegetation with a functional approach. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 261: 33-44. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.03.021

Fujita, Y.; Nakahara, H., 2006. Variations in the microalgal structure in paddy soil in Osaka, Japan: comparison between surface and subsurface soils. *Limnology*, 7 (2): 83-91. https://doi.org/10.1007/s10201-006-0167-z

Gamain, P.; Feurtet-Mazel, A.; Maury-Brachet, R.; Auby, I.; Pierron, F.; Belles, A.; Budzinski, H.; Daffe, G.; Gonzalez, P., 2018. Can pesticides, copper and seasonal water temperature explain the seagrass Zostera noltei decline in the Arcachon bay? *Marine Pollution Bulletin*, 134: 66-74. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.10.024

Gardia-Parège, C.; Kim Tiam, S.; Budzinski, H.; Mazzella, N.; Devier, M.-H.; Morin, S., 2022. Pesticide toxicity towards microalgae increases with environmental mixture complexity. *Environmental Science and Pollution Research*. https://doi.org/10.1007/s11356-021-17811-w

Gartner, G.; Stoyneva-Gartner, M.; Uzunov, B., 2021. Algal Toxic Compounds and Their Aeroterrestrial, Airborne and other Extremophilic Producers with Attention to Soil and Plant Contamination: A Review. *Toxins*, 13 (5): 45. https://doi.org/10.3390/toxins13050322

Garty, J.; Weissman, L.; Tamir, O.; Beer, S.; Cohen, Y.; Karnieli, A.; Orlovsky, L., 2000. Comparison of five physiological parameters to assess the vitality of the lichen Ramalina lacera exposed to air pollution. *Physiologia Plantarum*, 109 (4): 410-418. https://doi.org/10.1034/j.1399-3054.2000.100407.x

Gauthier, L.; Tison-Rosebery, J.; Morin, S.; Mazzella, N., 2019. Metabolome response to anthropogenic contamination on microalgae: a review. *Metabolomics*, 16 (1): 13. https://doi.org/10.1007/s11306-019-1628-9

Gaydon, D.S.; Probert, M.E.; Buresh, R.J.; Meinke, H.; Timsina, J., 2012. Modelling the role of algae in rice crop nutrition and soil organic carbon maintenance. *European Journal of Agronomy*, 39: 35-43. https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.01.004

Genter, R.B.; Lehman, R.M., 2000. Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use, and fatty acid profile in a small stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (4): 869-878. https://doi.org/10.1002/etc.5620190413

Gerbersdorf, S.U.; Koca, K.; de Beer, D.; Chennu, A.; Noss, C.; Risse-Buhl, U.; Weitere, M.; Eiff, O.; Wagner, M.; Aberle, J.; Schweikert, M.; Terheiden, K., 2020. Exploring flow-biofilm-sediment interactions: Assessment of current status and future challenges. *Water Research*, 185: 18. https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116182

Gerbersdorf, S.U.; Wieprecht, S., 2015. Biostabilization of cohesive sediments: revisiting the role of abiotic conditions, physiology and diversity of microbes, polymeric secretion, and biofilm architecture. *Geobiology*, 13 (1): 68-97. https://doi.org/10.1111/gbi.12115

Giuliano, D.; Cardarelli, E.; Bogliani, G., 2018. Grass management intensity affects butterfly and orthopteran diversity on rice field banks. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 267: 147-155. https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.019

Gorzerino, C.; Quemeneur, A.; Hillenweck, A.; Baradat, M.; Delous, G.; Ollitrault, M.; Azam, D.; Caquet, T.; Lagadic, L., 2009. Effects of diquat and fomesafen applied alone and in combination with a nonylphenol polyethoxylate adjuvant on Lemna minor in aquatic indoor microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (3): 802-810. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.08.001

Gouveia, D.; Almunia, C.; Cogne, Y.; Pible, O.; Degli-Esposti, D.; Salvador, A.; Cristobal, S.; Sheehan, D.; Chaumot, A.; Geffard, O.; Armengaud, J., 2019. Ecotoxicoproteomics: A decade of progress in our understanding of anthropogenic impact on the environment. *Journal of Proteomics*, 198: 66-77. https://doi.org/10.1016/j.jprot.2018.12.001

Gove, B.; Power, S.A.; Buckley, G.P.; Ghazoul, J., 2007. Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *Journal of Applied Ecology*, 44 (2): 374-384. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01261.x

Guasch, H.; Navarro, E.; Serra, A.; Sabater, S., 2004. Phosphate limitation influences the sensitivity to copper in periphytic algae. *Freshwater Biology*, 49 (4): 463-473. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01196.x

Guasch, H.; Paulsson, M.; Sabater, S., 2002. Effect of copper on algal communities from oligotrophic calcareous streams. *Journal of Phycology*, 38 (2): 241-248. https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.01114.x

Guiry, M.D., 2012. How many species of algae are there? *Journal of Phycology*, 48 (5): 1057-1063. https://doi.org/10.1111/j.1529-8817.2012.01222.x

Gustavson, K.; Petersen, S.; Pedersen, B.; Stuer-Lauridsen, F.; Pedersen, S.; Wangberg, S.A., 1999. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in coastal phytoplankton communities exposure to copper. *Hydrobiologia*, 416: 125-138. https://doi.org/10.1023/A:1003811419842

Hage-Ahmed, K.; Rosner, K.; Steinkellner, S., 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi and their response to pesticides. *Pest Management Science*, 75 (3): 583-590. https://doi.org/10.1002/ps.5220

Halpern, B.S.; Frazier, M.; Afflerbach, J.; Lowndes, J.S.; Micheli, F.; O'Hara, C.; Scarborough, C.; Selkoe, K.A., 2019. Recent pace of change in human impact on the world's ocean. *Scientific Reports*, 9: 8. https://doi.org/10.1038/s41598-019-47201-9

Hammel, W.; Steubing, L.; Debus, R., 1998. Assessment of the ecotoxic potential of soil contaminants by using a soil-algae test. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 40 (1-2): 173-176. https://doi.org/10.1006/eesa.1998.1659

Hanson, M.; Baxter, L.; Anderson, J.; Solomon, K.; Brain, R., 2019. Strength of methods assessment for aquatic primary producer toxicity data: A critical review of atrazine studies from the peer-reviewed literature. *Science of the Total Environment*, 685: 1221-1239. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.04.336

Hashimoto, K.; Eguchi, Y.; Oishi, H.; Tazunoki, Y.; Tokuda, M.; Sanchez-Bayo, F.; Goka, K.; Hayasaka, D., 2019. Effects of a herbicide on paddy predatory insects depend on their microhabitat use and an insecticide application. *Ecological Applications*, 29 (6): 11. https://doi.org/10.1002/eap.1945

Hastings, K.L.; Smith, L.E.; Lindsey, M.L.; Blotsky, L.C.; Downing, G.R.; Zellars, D.Q.; Downing, J.K.; Corena-McLeod, M., 2014. Effect of microalgae application on soil algal species diversity, cation exchange capacity and organic matter after herbicide treatments. *F1000Research*, 3 (281). https://doi.org/10.12688/f1000research.4016.1

Haydock, P.P.J.; Deliopoulos, T.; Evans, K.; Minnis, S.T., 2010. Effects of the nematicide 1,3-dichloropropene on weed populations and stem canker disease severity in potatoes. *Crop Protection*, 29 (10): 1084-1090. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2010.06.018

Haynes, D.; Muller, J.; Carter, S., 2000. Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef world heritage area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41 (7-12): 279-287. https://doi.org/10.1016/s0025-326x(00)00097-7

Heger, T.J.; Straub, F.; Mitchell, E.A.D., 2012. Impact of farming practices on soil diatoms and testate amoebae: A pilot study in the DOK-trial at Therwil, Switzerland. *European Journal of Soil Biology*, 49: 31-36. https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.08.007

Helander, M.; Saloniemi, I.; Omacini, M.; Druille, M.; Salminen, J.P.; Saikkonen, K., 2018. Glyphosate decreases mycorrhizal colonization and affects plant-soil feedback. *Science of the Total Environment*, 642: 285-291. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.377

Hernandez, A.F.; Gil, F.; Lacasana, M., 2017. Toxicological interactions of pesticide mixtures: an update. *Archives of Toxicology*, 91 (10): 3211-3223. https://doi.org/10.1007/s00204-017-2043-5

Herzig, R.; Lohmann, N.; Meier, R., 2019. Temporal change of the accumulation of persistent organic pollutants (POPs) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in lichens in Switzerland between 1995 and 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (11): 10562-10575. https://doi.org/10.1007/s11356-019-04236-9

Hester, P.G.; Dukes, J.C.; Levy, R.; Ruff, J.P.; Hallmon, C.F.; Olson, M.A.; Shaffer, K.R., 1989. Field evaluations of the phytotoxic effects of Arosurf MSF on selected species of aquatic vegetation. *American Mosquito Control Association*, 5 (2): 272-274.

Hirst, H.; Juttner, I.; Ormerod, S.J., 2002. Comparing the responses of diatoms and macroinvertebrates to metals in upland streams of Wales and Cornwall. *Freshwater Biology*, 47 (9): 1752-1765. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2002.00904.x

Holland, H.D., 2006. The oxygenation of the atmosphere and oceans. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 361 (1470): 903-915. https://doi.org/10.1098/rstb.2006.1838

Holmes, G., 2014. Australia's pesticide environmental risk assessment failure: The case of diuron and sugarcane. *Marine Pollution Bulletin*, 88 (1-2): 7-13. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.08.007

Holmes, K.A.; Berry, A.M., 2009. Evaluation of Off-Target Effects Due to Basal Bark Treatment for Control of Invasive Fig Trees (Ficus carica). *Invasive Plant Science and Management*, 2 (4): 345-351. https://doi.org/10.1614/Ipsm-09-029.1

Hopquin, B., 2013. Rémanences herbicides : quels risques pour les cultures légumières ? *Unilet infos*, 146: 22-23.

Hua, J.; Relyea, R.A., 2012. East Coast vs West Coast: effects of an insecticide in communities containing different amphibian assemblages. *Freshwater Science*, 31 (3): 787-799. https://doi.org/10.1899/11-098.1

INERIS, 2020. *Glyphosate et ses principaux composés*. https://substances.ineris.fr/fr/substance/getDocument/3043

Irisarri, P.; Gonnet, S.; Monza, J., 2001. Cyanobacteria in Uruguayan rice fields: diversity, nitrogen fixing ability and tolerance to herbicides and combined nitrogen. *Journal of Biotechnology*, 91 (2-3): 95-103. https://doi.org/10.1016/s0168-1656(01)00334-0

Irstea, 2013. *Mise en oeuvre de la DCE pour les plans d'eau - Echantillonnage des communautés de phytobenthos en plans d'eau" - version 1.2*. https://hydrobio-dce.irstea.fr/wp-content/uploads/2014/06/130218_V1_2_Echantillonnage_PhytoBenthos_PE_Irstea.pdf

Isemer, R.; Mihan, C.; Peeters, S.; Rumohr, Q.; Toschki, A.; Ducrot, V., 2020. A Field Study Method as a Potential Higher Tier Option to Refine Herbicide Risk Assessment for Nontarget Terrestrial Plants. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16 (5): 691-705. https://doi.org/10.1002/ieam.4263

Ito, H.C.; Shiraishi, H.; Nakagawa, M.; Takamura, N., 2020. Combined impact of pesticides and other environmental stressors on animal diversity in irrigation ponds. *PloS one*, 15 (7): 20. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0229052

Joly, P.; Misson, B.; Perriere, F.; Bonnemoy, F.; Joly, M.; Donnadieu-Bernard, F.; Aguer, J.P.; Bohatier, J.; Mallet, C., 2014. Soil surface colonization by phototrophic indigenous organisms, in two contrasted soils treated by formulated maize herbicide mixtures. *Ecotoxicology*, 23 (9): 1648-1658. https://doi.org/10.1007/s10646-014-1304-9

Jones, A.R.; Johnson, J.A.; Newman, R.M., 2012. Effects of repeated, early season, herbicide treatments of curlyleaf pondweed on native macrophyte assemblages in Minnesota lakes. *Lake and Reservoir Management*, 28 (4): 364-374. https://doi.org/10.1080/07438141.2012.747577

Jordan, N.; Huerd, S., 2008. Effects of soil fungi on weed communities in a corn-soybean rotation. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 23 (2): 108-117. https://doi.org/10.1017/S1742170508002226

Joshi, J.; Sharma, S.; Guruprasad, K.N., 2014. Foliar application of pyraclostrobin fungicide enhances the growth, rhizobial-nodule formation and nitrogenase activity in soybean (var. JS-335). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 114: 61-66. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.07.002

Juttersonke, B.; Arlt, K., 2002. Influence of extensification in crop husbandry on the diversity of plant species in fields and field margins. *Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection*: 305-309.

Juttersonke, B.; Arlt, K., 2004. The effect of herbicide application on non-target plants. *Journal of Plant Diseases and Protection*: 995-1002.

Kasai, F., 1999. Shifts in herbicide tolerance in paddy field periphyton following herbicide application. *Chemosphere*, 38 (4): 919-931. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(98)00221-5

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. https://doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kaushik, M.S.; Kumar, A.; Abraham, G.; Dash, N.P.; Singh, P.K., 2019. Field evaluations of agrochemical toxicity to cyanobacteria in rice field ecosystem: a review. *Journal of Applied Phycology*, 31 (1): 471-489. https://doi.org/10.1007/s10811-018-1559-2

Kelly, M.; Urbanic, G.; Acs, E.; Bennion, H.; Bertrin, V.; Burgess, A.; Denys, L.; Gottschalk, S.; Kahlert, M.; Karjalainen, S.M.; Kennedy, B.; Kosi, G.; Marchetto, A.; Morin, S.; Picinska-Faltynowicz, J.; Poikane, S.; Rosebery, J.; Schoenfelder, I.; Schoenfelder, J.; Varbiro, G., 2014. Comparing aspirations: intercalibration of ecological status concepts across European lakes for littoral diatoms. *Hydrobiologia*, 734 (1): 125-141. https://doi.org/10.1007/s10750-014-1874-9

Kelly, M.G.; Gomez-Rodriguez, C.; Kahlert, M.; Almeida, S.F.P.; Bennett, C.; Bottin, M.; Delmas, F.; Descy, J.P.; Dorflinger, G.; Kennedy, B.; Marvan, P.; Opatrilova, L.; Pardo, I.; Pfister, P.; Rosebery, J.; Schneider, S.; Vilbaste, S., 2012. Establishing expectations for pan-European diatom based ecological status assessments. *Ecological Indicators*, 20: 177-186. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.020

Kelly, M.G.; King, L.; Jones, R.I.; Barker, P.A.; Jamieson, B.J., 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia*, 610: 125-129. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9427-8

Kerninon, F.; Payri, C.E.; Le Loc'h, F.; Alcoverro, T.; Marechal, J.P.; Chalifour, J.; Greaux, S.; Mege, S.; Athanase, J.; Cordonnier, S.; Rouget, M.L.; Lorre, E.; Uboldi, T.; Monnier, O.; Hellio, C., 2021. Selection of parameters for seagrass management: Towards the development of integrated indicators for French Antilles. *Marine Pollution Bulletin*, 170: 15. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112646

Kibuye, F.A.; Zamyadi, A.; Wert, E.C., 2021. A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part I-chemical control methods. *Harmful Algae*, 109: 24. https://doi.org/10.1016/j.hal.2021.102099

Kim Tiam, S.; Fauvelle, V.; Morin, S.; Mazzella, N., 2016. Improving Toxicity Assessment of Pesticide Mixtures: The Use of Polar Passive Sampling Devices Extracts in Microalgae Toxicity Tests. *Frontiers in Microbiology*, 7: 17. https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01388

Kim Tiam, S.; Libert, X.; Morin, S.; Gonzalez, P.; Feurtet-Mazel, A.; Mazzella, N., 2014a. Single and mixture effects of pesticides and a degradation product on fluvial biofilms. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (6): 3931-3939. https://doi.org/10.1007/s10661-014-3669-x

Kim Tiam, S.; Morin, S.; Pesce, S.; Feurtet-Mazel, A.; Moreira, A.; Gonzalez, P.; Mazzella, N., 2014b. Environmental effects of realistic pesticide mixtures on natural biofilm communities with different exposure histories. *Science of the Total Environment*, 473: 496-506. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.12.060

King, R.S.; Brain, R.A.; Back, J.A.; Becker, C.; Wright, M.V.; Djomte, V.T.; Scott, W.C.; Virgil, S.R.; Brooks, B.W.; Hosmer, A.J.; Chambliss, C.K., 2016. Effects of pulsed atrazine exposures on autotrophic community structure, biomass, and production in field-based stream mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (3): 660-675. https://doi.org/10.1002/etc.3213

Kiss, K.; Ács, É.; Barkács, K.; Borics, G.; Böddi, B.; Ector, L.; Solymos, G.; Szabó, K.; Varg, a.A.; Varga, I., 2002. Qualitative short-term effects of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). *Archiv für Hydrobiologie - Supplement*, 141: 47-72.

Kjaer, C.; Strandberg, M.; Erlandsen, M., 2006. Effects on hawthorn the year after simulated spray drift. *Chemosphere*, 63 (5): 853-859. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2005.07.058

Klaus, J.; Wetzel, C.E.; Martinez-Carreras, N.; Ector, L.; Pfister, L., 2015. A tracer to bridge the scales: on the value of diatoms for tracing fast flow path connectivity from headwaters to meso-scale catchments. *Hydrological Processes*, 29 (25): 5275-5289. https://doi.org/10.1002/hyp.10628

Kleijn, D.; Snoeijing, G.I.J., 1997. Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 34 (6): 1413-1425. https://doi.org/10.2307/2405258

Kloster, M.; Kauer, G.; Beszteri, B., 2014. SHERPA: an image segmentation and outline feature extraction tool for diatoms and other objects. *Bmc Bioinformatics*, 15: 17. https://doi.org/10.1186/1471-2105-15-218

Kraiser, T.; Stuardo, M.; Manzano, M.; Ledger, T.; González, B., 2012. Simultaneous assessment of the effects of an herbicide on the triad: rhizobacterial community, an herbicide degrading soil bacterium and their plant host. *Plant and Soil*, 366 (1-2): 377-388. https://doi.org/10.1007/s11104-012-1444-8

Kulesza, A.E.; Holomuzki, J.R.; Klarer, D.M., 2008. Benthic community structure in stands of Typha angustifolia and herbicide-treated and untreated Phragmites australis. *Wetlands*, 28 (1): 40-56. https://doi.org/10.1672/07-63.1

Kuzyakhmetov, G.G., 1998. Algological evaluation of the toxicity of copper compounds in gray forest soil and leached chernozem. *Eurasian Soil Science*, 31 (8): 877-882.

Laatikainen, T.; Heinonen-Tanski, H., 2002. Mycorrhizal growth in pure cultures in the presence of pesticides. *Microbiological Research*, 157 (2): 127-137. https://doi.org/10.1078/0944-5013-00139

Lambert, A.S.; Dabrin, A.; Morin, S.; Gahou, J.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Pesce, S., 2016. Temperature modulates phototrophic periphyton response to chronic copper exposure. *Environmental Pollution*, 208: 821-829. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.004

Lambert, A.S.; Morin, S.; Artigas, J.; Volat, B.; Coquery, M.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Structural and functional recovery of microbial biofilms after a decrease in copper exposure: Influence of the presence of pristine communities. *Aquatic Toxicology*, 109: 118-126. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.12.006

Langenbach, T.; Mager, A.H.; Campos, M.M.; De Falco, A.; Aucelio, R.; Campos, T.M.; Caldas, L.Q.A., 2022. The use of hedgerows to mitigate pesticide exposure of a population living in a rural area. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18 (1): 19-24. https://doi.org.10.1002/ieam.4452

Larras, F.; Coulaud, R.; Gautreau, E.; Billoir, E.; Rosebery, J.; Usseglio-Polatera, P., 2017. Assessing anthropogenic pressures on streams: A random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, 586: 1101-1112. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.096

Larras, F.; Keck, F.; Montuelle, B.; Rimet, F.; Bouchez, A., 2014. Linking Diatom Sensitivity to Herbicides to Phylogeny: A Step Forward for Biomonitoring? *Environmental Science & Technology*, 48 (3): 1921-1930. https://doi.org/10.1021/es4045105

Lautenschlager, R.A.; Sullivan, T.P., 2002. Effects of herbicide treatments on biotic components in regenerating northern forests. *Forestry Chronicle*, 78 (5): 695-731. https://doi.org/10.5558/tfc78695-5

Lautenschlager, R.A.; Sullivan, T.P., 2004. Improving research into effects of forest herbicide use on biota in northern ecosystems. *Wildlife Society Bulletin*, 32 (4): 1061-1070. https://doi.org/10.2193/0091-7648(2004)032[1061:Irieof]2.0.Co;2

Lavoie, I.; Hamilton, P.B.; Morin, S.; Tiam, S.K.; Kahlert, M.; Goncalves, S.; Falasco, E.; Fortin, C.; Gontero, B.; Heudre, D.; Kojadinovic-Sirinelli, M.; Manoylov, K.; Pandey, L.K.; Taylor, J.C., 2017. Diatom teratologies as biomarkers of contamination: Are all deformities ecologically meaningful? *Ecological Indicators*, 82: 539-550. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.048

Lavoie, I.; Lavoie, M.; Fortin, C., 2012. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of the Total Environment*, 425: 231-241. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057

Lavorel, S.; Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16 (5): 545-556. https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x

Lazarus, B.E.; Germino, M.J.; Decocq, G., 2021. A chemical and bio-herbicide mixture increased exotic invaders, both targeted and non-targeted, across a diversely invaded landscape after fire. *Applied Vegetation Science*, 24 (2): e12574. https://doi.org/10.1111/avsc.12574

Le Jeune, A.H.; Charpin, M.; Sargos, D.; Lenain, J.F.; Deluchat, V.; Ngayila, N.; Baudu, M.; Amblard, C., 2007. Planktonic microbial community responses to added copper. *Aquatic Toxicology*, 83 (3): 223-237. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.04.007

Leboulanger, C.; Rimet, F.; de Lacotte, M.H.; Berard, A., 2001. Effects of atrazine and nicosulfuron on freshwater microalgae. *Environment International*, 26 (3): 131-135. https://doi.org/10.1016/s0160-4120(00)00100-8

Levy, J.L.; Stauber, J.L.; Wakelin, S.A.; Jolley, D.F., 2009. The effect of bacteria on the sensitivity of microalgae to copper in laboratory bioassays. *Chemosphere*, 74 (9): 1266-1274. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.049

Lewis, M.A.; Boustany, R.G.; Dantin, D.D.; Quarles, R.L.; Moore, J.C.; Stanley, R.S., 2002. Effects of a coastal golf complex on water quality, periphyton, and seagrass. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 53 (1): 154-162. https://doi.org/10.1006/eesa.2002.2219

Lewis, M.A.; Devereux, R., 2009. Nonnutrient anthropogenic chemicals in seagrass ecosystems: Fate and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (3): 644-661. https://doi.org/10.1897/08-201.1

Lewis, S.E.; Brodie, J.E.; Bainbridge, Z.T.; Rohde, K.W.; Davis, A.M.; Masters, B.L.; Maughan, M.; Devlin, M.J.; Mueller, J.F.; Schaffelke, B., 2009. Herbicides: A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 157 (8-9): 2470-2484. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.006

Lewis, S.E.; Schaffelke, B.; Shaw, M.; Bainbridge, Z.T.; Rohde, K.W.; Kennedy, K.; Davis, A.M.; Masters, B.L.; Devlin, M.J.; Mueller, J.F.; Brodie, J.E., 2012. Assessing the additive risks of PSII herbicide exposure to the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 65 (4-9): 280-291. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.11.009

Lin, C.S.; Chou, T.L.; Wu, J.T., 2013. Biodiversity of soil algae in the farmlands of mid-Taiwan. *Botanical Studies*, 54: 12. https://doi.org/10.1186/1999-3110-54-41

Lips, S.; Larras, F.; Schmitt-Jansen, M., 2022. Community metabolomics provides insights into mechanisms of pollution-induced community tolerance of periphyton. *Science of the Total Environment*, 824: 153777. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153777

Lorente, C.; Causape, J.; Glud, R.N.; Hancke, K.; Merchan, D.; Muniz, S.; Val, J.; Navarro, E., 2015. Impacts of agricultural irrigation on nearby freshwater ecosystems: The seasonal influence of triazine herbicides in benthic algal communities. *Science of the Total Environment*, 503: 151-158. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.108

Lu, T.; Zhang, Q.; Lavoie, M.; Zhu, Y.C.; Ye, Y.Z.; Yang, J.; Paerl, H.W.; Qian, H.F.; Zhu, Y.G., 2019a. The fungicide azoxystrobin promotes freshwater cyanobacterial dominance through altering competition. *Microbiome*, 7 (1): 13. https://doi.org/10.1186/s40168-019-0744-0

Lu, T.; Zhou, Z.G.; Zhang, Q.; Zhang, Z.Y.; Qian, H.F., 2019b. Ecotoxicological Effects of Fungicides Azoxystrobin and Pyraclostrobin on Freshwater Aquatic Bacterial Communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103 (5): 683-688. https://doi.org/10.1007/s00128-019-02706-x

Lucadamo, L.; Corapi, A.; Gallo, L., 2018. Evaluation of glyphosate drift and anthropogenic atmospheric trace elements contamination by means of lichen transplants in a southern Italian agricultural district. *Air Quality Atmosphere and Health*, 11 (3): 325-339. https://doi.org/10.1007/s11869-018-0547-7

Machate, O.; Dellen, J.; Schulze, T.; Wentzky, V.C.; Krauss, M.; Brack, W., 2021. Evidence for antifouling biocides as one of the limiting factors for the recovery of macrophyte communities in lakes of Schleswig-Holstein. *Environmental Sciences Europe*, 33 (1): 12. https://doi.org/10.1186/s12302-021-00500-3

Mackey, M.D.; Mackey, D.J.; Higgins, H.W.; Wright, S.W., 1996. CHEMTAX - A program for estimating class abundances from chemical markers: Application to HPLC measurements of phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series*, 144 (1-3): 265-283. https://doi.org/10.3354/meps144265

Magnusson, M.; Heimann, K.; Ridd, M.; Negri, A.P., 2012. Chronic herbicide exposures affect the sensitivity and community structure of tropical benthic microalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 65 (4-9): 363-372. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.029

Maity, S.; Guchhait, R.; Chatterjee, A.; Pramanick, K., 2021. Co-occurrence of co-contaminants: Cyanotoxins and microplastics, in soil system and their health impacts on plant-A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, 794: 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148752

Majewska, R.; Goosen, W.E., 2020. For Better, For Worse: Manatee-Associated Tursiocola (Bacillariophyta) Remain Faithful to Their Host. *Journal of Phycology*, 56 (4): 1019-1027. https://doi.org/10.1111/jpy.12993

Manosa, S.; Mateo, R.; Guitart, R., 2001. A review of the effects of agricultural and industrial contamination on the Ebro delta biota and wildlife. *Environmental Monitoring and Assessment*, 71 (2): 187-205. https://doi.org/10.1023/a:1017545932219

Marrs, R.H.; Frost, A.J.; Plant, R.A.; Lunnis, P., 1993. Determination of buffer zones to protect seedlings of nontarget plants from the effects of glyphosate spray drift. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 45 (3-4): 283-293. https://doi.org/10.1016/0167-8809(93)90077-3

Marshall E, J., P,, 1998. *Pesticide impacts on non-target plants* Assessing pesticide risks to non-target terrestrial plants. A desk study. Commission PN0923, 1-9.

Marshall, E.J.P., 2001. Biodiversity, herbicides and non-target plants. *BCPC International Conference on Weeds*. Brighton, England. Nov 12-15. British Crop Protection Council, 855-862.

Martinez-Carreras, N.; Wetzel, C.E.; Frentress, J.; Ector, L.; McDonnell, J.J.; Hoffmann, L.; Pfister, L., 2015. Hydrological connectivity inferred from diatom transport through the riparian-stream system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (7): 3133-3151. https://doi.org/10.5194/hess-19-3133-2015

Masmoudi, S.; Nguyen-Deroche, N.; Caruso, A.; Ayadi, H.; Morant-Manceau, A.; Tremblin, G.; Bertrand, M.; Schoefs, B., 2013. Cadmium, copper, sodium and zinc effects on diatoms: from heaven to hell - A review. *Cryptogamie Algologie*, 34 (2): 185-225. https://doi.org/10.7872/crya.v34.iss2.2013.185

Massieux, B.; Boivin, M.E.Y.; van den Ende, F.P.; Langenskiold, J.; Marvan, P.; Barranguet, C.; Admiraal, W.; Laanbroek, H.J.; Zwart, G., 2004. Analysis of structural and physiological profiles to assess the effects of Cu on biofilm microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (8): 4512-4521. https://doi.org/10.1128/aem.70.8.4512-4521.2004

Mathiassen, S.K.; Boutin, C.; Strandberg, B.; Carpenter, D.; Damgaard, C., 2021. Effects of Low Doses of Herbicides on Different Endpoints in the Life Cycle of Nontarget Terrestrial Plants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (5): 1389-1404. https://doi.org/10.1002/etc.4992

Matsuda, A.; Moreira, F.M.D.; Siqueira, J.O., 2002. Tolerance of rhizobia genera from different origins to zinc, copper and cadmium. *Pesquisa Agropecuaria Brasileira*, 37 (3): 343-355. https://doi.org/10.1590/s0100-204x2002000300016

Mayer-Pinto, M.; Ledet, J.; Crowe, T.P.; Johnston, E.L., 2020. Sublethal effects of contaminants on marine habitat-forming species: a review and meta-analysis. *Biological Reviews*, 95 (6): 1554-1573. https://doi.org/10.1111/brv.12630

McMahon, K.; Nash, S.B.; Eaglesham, G.; Muller, J.F.; Duke, N.C.; Winderlich, S., 2005. Herbicide contamination and the potential impact to seagrass meadows in Hervey Bay, Queensland, Australia. *Marine Pollution Bulletin*, 51 (1-4): 325-334. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.045

McMullin, R.T.; Bell, F.W.; Newmaster, S.G., 2012. The effects of triclopyr and glyphosate on lichens. *Forest Ecology and Management*, 264: 90-97. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.039

McMullin, R.T.; Thompson, I.D.; Newmaster, S.G., 2013. Lichen Conservation in Heavily Managed Boreal Forests. *Conservation Biology*, 27 (5): 1020-1030. https://doi.org/10.1111/cobi.12094

Meena, R.S.; Kumar, S.; Datta, R.; Lal, R.; Vijayakumar, V.; Brtnicky, M.; Sharma, M.P.; Yadav, G.S.; Jhariya, M.K.; Jangir, C.K.; Pathan, S.I.; Dokulilova, T.; Pecina, V.; Marfo, T.D., 2020. Impact of Agrochemicals on Soil Microbiota and Management: A Review. *Land*, 9 (2): 21. https://doi.org/10.3390/land9020034

Megharaj, M.; Kantachote, D.; Singleton, I.; Naidu, R., 2000. Effects of long-term contamination of DDT on soil microflora with special reference to soil algae and algal transformation of DDT. *Environmental Pollution*, 109 (1): 35-42. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(99)00231-6

Megharaj, M.; Venkateswarlu, K.; Naidu, R., 2011. Effects of Carbaryl and 1-Naphthol on Soil Population of Cyanobacteria and Microalgae and Select Cultures of Diazotrophic Cyanobacteria. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87 (3): 324-329. https://doi.org/10.1007/s00128-011-0347-3

Mensens, C.; De Laender, F.; Janssen, C.R.; Rivera, F.C.; Sabbe, K.; De Troch, M., 2018. Selective and context-dependent effects of chemical stress across trophic levels at the basis of marine food webs. *Ecological Applications*, 28 (5): 1342-1353. https://doi.org/10.1002/eap.1737

Menyhart, L.; Nagy, S.; Lepossa, A., 2018. Rapid analysis of photoautotroph microbial communities in soils by flow cytometric barcoding and fingerprinting. *Applied Soil Ecology*, 130: 237-240. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.06.013

Ministère de l'agriculture, 2021. Distances de sécurité pour les traitements phytopharmaceutiques à proximité des habitations. https://agriculture.gouv.fr/distances-de-securite-pour-les-traitements-phytopharmaceutiques-proximite-des-habitations [consulté: 23/08/2021]

Mohamed, M.; Aliyat, F.Z.; Ben Messaoud, B.; Simone, C.; Marina, M.; Filippo, G.; Laila, N.; Jamal, I., 2021. Effects of Pesticides Use (Glyphosate & Paraquat) on Biological Nitrogen Fixation. *Water Air and Soil Pollution*, 232 (10): 15. https://doi.org/10.1007/s11270-021-05367-x

Moiroud, A.; Simonet, P.; Faure-Raynaud, M., 1985. Influence de produits phytosanitaires (herbicides et fongicides) sur la croissance et l'infectivité de souches pures de Frankia isolées de nodules d'aulne. *Annales des sciences forestières*, 42 (3): 339-350.

Moisset, S.; Tiam, S.K.; Feurtet-Mazel, A.; Morin, S.; Delmas, F.; Mazzella, N.; Gonzalez, P., 2015. Genetic and physiological responses of three freshwater diatoms to realistic diuron exposures. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (6): 4046-4055. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3523-2

Montuelle, B.; Dorigo, U.; Berard, A.; Volat, B.; Bouchez, A.; Tlili, A.; Gouy, V.; Pesce, S., 2010. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the ArdiSres-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia*, 657 (1): 123-141. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0105-2

Moore, D.R.J.; Priest, C.D.; Brayden, B.; Hanzas, J.P.; Arpino, M.R.; Richardson, L.; Stryker, J.; Banman, C.; Rodney, S.I.; Chapple, A.; Hall, T.; Isemer, R.; Ortego, L.; Rodea-Palomares, I.; Tang, J.; Wang, M.Y.; Xu, T.B.; Yang, Y.N., 2021. A field spray drift study to determine the downwind effects of isoxaflutole herbicide to nontarget plants. *Integrated Environmental Assessment and Management*: 13. https://doi.org/10.1002/ieam.4508

Morin, S.; Bottin, M.; Mazzella, N.; Macary, F.; Delmas, F.; Winterton, P.; Coste, M., 2009. Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology*, 94 (1): 28-39. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.05.012

Morin, S.; Coquille, N.; Eon, M.; Budzinski, H.; Parlanti, E.; Stachowski-Haberkorn, S., 2021. Dissolved organic matter modulates the impact of herbicides on a freshwater alga: A laboratory study of a three-way interaction. *Science of the Total Environment*, 782: 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146881

Morin, S.; Lambert, A.S.; Artigas, J.; Coquery, M.; Pesce, S., 2012a. Diatom immigration drives biofilm recovery after chronic copper exposure. *Freshwater Biology*, 57 (8): 1658-1666. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02827.x

Morin, S.; Lambert, A.S.; Rodriguez, E.P.; Dabrin, A.; Coquery, M.; Pesce, S., 2017. Changes in copper toxicity towards diatom communities with experimental warming. *Journal of Hazardous Materials*, 334: 223-232. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.016

Morin, S.; Pesce, S.; Kim-Tiam, S.; Libert, X.; Coquery, M.; Mazzella, N., 2012b. Use of polar organic chemical integrative samplers to assess the effects of chronic pesticide exposure on biofilms. *Ecotoxicology*, 21 (5): 1570-1580. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0910-7

Murdock, J.N.; Shields, F.D.; Lizotte, R.E., 2013. Periphyton responses to nutrient and atrazine mixtures introduced through agricultural runoff. *Ecotoxicology*, 22 (2): 215-230. https://doi.org/10.1007/s10646-012-1018-9

Murphy, R.J.; Tolhurst, T.J., 2009. Effects of experimental manipulation of algae and fauna on the properties of intertidal soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 379 (1-2): 77-84. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2009.08.005

Nakanishi, Y.; Sumita, M.; Yumita, K.; Yamada, T.; Honjo, T., 2004. Heavy-metal pollution and its state in algae in Kakehashi River and Godani River at the foot of Ogoya mine, ishikawa prefecture. *Analytical Sciences*, 20 (1): 73-78. https://doi.org/10.2116/analsci.20.73

Nam, S.H.; An, Y.J., 2021. Perspectives on microalgae as model organisms toward the standardization of soil algal toxicity test methods. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 249: 7. https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109144

Navarro, E.; Guasch, H.; Sabater, S., 2002. Use of microbenthic algal communities in ecotoxicological tests for the assessment of water quality: the Ter river case study. *Journal of Applied Phycology*, 14 (1): 41-48. https://doi.org/10.1023/a:1015242301451

Newmaster, S.G.; Bell, F.W.; Vitt, D.H., 1999. The effects of glyphosate and triclopyr on common bryophytes and lichens in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 (7): 1101-1111. https://doi.org/10.1139/cjfr-29-7-1101

Oerke, E.C., 2006. Crop losses to pests. *Journal of Agricultural Science*, 144: 31-43. https://doi.org/10.1017/s0021859605005708

Ohlauson, C.; Blanck, H., 2014. A comparison of toxicant-induced succession for five antifouling compounds on marine periphyton in SWIFT microcosms. *Biofouling*, 30 (1): 41-50. https://doi.org/10.1080/08927014.2013.841145

Olenici, A.; Baciu, C.; Blanco, S.; Morin, S., 2020. Naturally and Environmentally Driven Variations in Diatom Morphology: Implications for Diatom-Based Assessment of Water Quality. In: Cristóbal, G.; Blanco, S.; Bueno, G., eds. *Modern Trends in Diatom Identification: Fundamentals and Applications*. Cham: Springer International Publishing, 39-50. https://doi.org/10.1007/978-3-030-39212-3_4

Oukarroum, A.; Perreault, F.; Popovic, R., 2012. Interactive effects of temperature and copper on photosystem II photochemistry in Chlorella vulgaris. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 110: 9-14. https://doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2012.02.003

Palharini, K.M.Z.; Vitorino, L.C.; Menino, G.C.D.; Bessa, L.A., 2020. Edge Effects Reflect the Impact of the Agricultural Matrix on the Corticolous Lichens Found in Fragments of Cerrado Savanna in Central Brazil. *Sustainability*, 12 (17): 19. https://doi.org/10.3390/su12177149

Pankova, H.; Dostalek, T.; Vazacova, K.; Munzbergova, Z., 2018. Slow recovery of arbuscular mycorrhizal fungi and plant community after fungicide application: An eight-year experiment. *Journal of Vegetation Science*, 29 (4): 695-703. https://doi.org/10.1111/jvs.12656

Passos, A.; Souza, M.F.; Silva, D.V.; Saraiva, D.T.; da Silva, A.A.; Zanuncio, J.C.; Goncalves, B.F.S., 2018. Persistence of picloram in soil with different vegetation managements. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (24): 23986-23991. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2443-y

Perez, G.L.; Torremorell, A.; Mugni, H.; Rodriguez, P.; Vera, M.S.; Do Nascimento, M.; Allende, L.; Bustingorry, J.; Escaray, R.; Ferraro, M.; Izaguirre, I.; Pizarro, H.; Bonetto, C.; Morris, D.P.; Zagarese, H., 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications*, 17 (8): 2310-2322. https://doi.org/10.1890/07-0499.1

Pesce, S.; Bonnineau, C.; Artigas, J.; Martin-Laurent, F.; Morin, S., 2021. Les communautés microbiennes benthiques pour le diagnostic de l'impact de la contamination par les micropolluants sur la qualité écologique et fonctionnelle des cours d'eau. *Sciences, Eaux et Territoires*, (37): 92-99.

Pesce, S.; Bouchez, A.; Montuelle, B., 2011. Effects of Organic Herbicides on Phototrophic Microbial Communities in Freshwater Ecosystems. In: Whitacre, D.M., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 214*. New York: Springer, 87-124. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6_5

Pesce, S.; Lambert, A.S.; Morin, S.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2018. Experimental Warming Differentially Influences the Vulnerability of Phototrophic and Heterotrophic Periphytic Communities to Copper Toxicity. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01424

Pesce, S.; Margoum, C.; Foulquier, A., 2016. Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 79-86. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.009

Pesce, S.; Martin-Laurent, F.; Rouard, N.; Montuelle, B., 2009. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Management Science*, 65 (6): 651-657. https://doi.org/10.1002/ps.1729

Pfister, L.; Wetzel, C.E.; Klaus, J.; Martinez-Carreras, N.; Antonelli, M.; Teuling, A.J.; McDonnell, J.J., 2017. Terrestrial diatoms as tracers in catchment hydrology: a review. *Wiley Interdisciplinary Reviews-Water*, 4 (6): 13. https://doi.org/10.1002/wat2.1241

Pinckney, J.L.; Ornolfsdottir, E.B.; Lumsden, S.E., 2002. Estuarine phytoplankton group-specific responses to sublethal concentrations of the agricultural herbicide, atrazine. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (10): 1109-1116. https://doi.org/10.1016/s0025-326x(02)00165-0

Pipe, A.E., 1992. Pesticide effects on soil algae and cyanobacteria. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 127: 95-170.

Plumley, F.G.; Davis, D.E., 1980. The effects of a photosynthesis inhibitor atrazine, on salt-marsh edaphic algae, in culture, microecosystems, and in the field. *Estuaries*, 3 (4): 271-277. https://doi.org/10.2307/1352082

Polazzo, F.; Roth, S.K.; Hermann, M.; Mangold-Doring, A.; Rico, A.; Sobek, A.; van den Brink, P.J.; Jackson, M.C., 2021. Combined effects of heatwaves and micropollutants on freshwater ecosystems: Towards an integrated assessment of extreme events in multiple stressors research. *Global Change Biology*: 20. https://doi.org/10.1111/gcb.15971

Poveda, J., 2021. Y Cyanobacteria in plant health: Biological strategy against abiotic and biotic stresses. *Crop Protection*, 141: 11. https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105450

Pringault, O.; Bouvy, M.; Carre, C.; Mejri, K.; Bancon-Montigny, C.; Gonzalez, C.; Leboulanger, C.; Hlaili, A.S.; Goni-Urriza, M., 2021. Chemical contamination alters the interactions between bacteria and phytoplankton. *Chemosphere*, 278: 14. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130457

Prosser, R.S.; Anderson, J.C.; Hanson, M.L.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2016. Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: A critical review of the literature. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 59-72. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.009

Qi, Y.; Li, J.; Guan, X.; Yan, B.; Fu, G.; He, J.; Du, L.; Zhao, C.; Zhang, D., 2020. Effects of herbicides on non-target plant species diversity and the community composition of fallow fields in northern China. *Scientific Reports*, 10 (1): 9967. https://doi.org/10.1038/s41598-020-67025-2

Rathjen, J.R.; Ryder, M.H.; Riley, I.T.; Lai, T.V.; Denton, M.D., 2020. Impact of seed-applied pesticides on rhizobial survival and legume nodulation. *Journal of Applied Microbiology*, 129 (2): 389-399. https://doi.org/10.1111/jam.14602

Reck, L.; Reimche, G.B.; Alves, C.R.; Abreu, K.D.; Oliveita, M.A.; Machado, S.L.D., 2018. Effect of herbicides imazapyr and imazapicon in the phytoplanktonic community of rice paddy fields. *Iheringia Serie Botanica*, 73 (3): 298-307. https://doi.org/10.21826/2446-8231201873307

Relyea, R.A., 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia*, 159 (2): 363-376. https://doi.org/10.1007/s00442-008-1213-9

Rivera, S.F.; Vasselon, V.; Bouchez, A.; Rimet, F., 2020. Diatom metabarcoding applied to large scale monitoring networks: Optimization of bioinformatics strategies using Mothur software. *Ecological Indicators*, 109: 13. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105775

Rodrigues, T.F.; Bender, F.R.; Sanzovo, A.W.S.; Ferreira, E.; Nogueira, M.A.; Hungria, M., 2020. Impact of pesticides in properties ofBradyrhizobiumspp. and in the symbiotic performance with soybean. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 36 (11): 16. https://doi.org/10.1007/s11274-020-02949-5

Rodriguez-Caballero, E.; Knerr, T.; Weber, B., 2015. Importance of biocrusts in dryland monitoring using spectral indices. *Remote Sensing of Environment*, 170: 32-39. https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.08.034

Roger, P.A., 1995. The Impact of Pesticides on Ricefield Microflora: An Analytical Review of the Literature. In: Pingali, P.L.; Roger, P.A., eds. *Impact of Pesticides on Farmer Health and the Rice Environment*. Dordrecht: Springer Chapter 10, 271-308. https://doi.org/10.1007/978-94-011-0647-4_10

Rohr, J.R.; Crumrine, P.W., 2005. Effects of an herbicide and an insecticide on pond community structure and processes. *Ecological Applications*, 15 (4): 1135-1147. https://doi.org/10.1890/03-5353

Rombke, J.; Martin-Laurent, F., 2020. Microbial, Plant, and Invertebrate Test Methods in Regulatory Soil Ecotoxicology. In: OrtegaCalvo, J.J.; Parsons, J.R., eds. *Bioavailability of Organic Chemicals in Soil and Sediment*. Cham: Springer International Publishing Ag (Handbook of Environmental Chemistry Series), 369-388. https://doi.org/10.1007/698_2020_566

Roubeix, V.; Fauvelle, V.; Tison-Rosebery, J.; Mazzella, N.; Coste, M.; Delmas, F., 2012a. Assessing the impact of chloroacetanilide herbicides and their metabolites on periphyton in the Leyre River (SW France) via short term growth inhibition tests on autochthonous diatoms. *Journal of Environmental Monitoring*, 14 (6): 1655-1663. https://doi.org/10.1039/c2em10887a

Roubeix, V.; Pesce, S.; Mazzella, N.; Coste, M.; Delmas, F., 2012b. Variations in periphytic diatom tolerance to agricultural pesticides in a contaminated river: An analysis at different diversity levels. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21 (8): 2090-2094.

Roubeix, V.; Rousseau, V.; Lancelot, C., 2008. Diatom succession and silicon removal from freshwater in estuarine mixing zones: From experiment to modelling. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 78 (1): 14-26. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.11.007

Russo, L.; Buckley, Y.M.; Hamilton, H.; Kavanagh, M.; Stout, J.C., 2020. Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 304: 12. https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107141

Sabater, S.; Guasch, H.; Ricart, M.; Romani, A.; Vidal, G.; Klunder, C.; Schmitt-Jansen, M., 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387 (4): 1425-1434. https://doi.org/10.1007/s00216-006-1051-8

Saintilan, N.; Khan, N.S.; Ashe, E.; Kelleway, J.J.; Rogers, K.; Woodroffe, C.D.; Horton, B.P., 2020. Thresholds of mangrove survival under rapid sea level rise. *Science*, 368 (6495): 1118-+. https://doi.org/10.1126/science.aba2656

Sanguankeo, P.P.; Leon, R.G., 2011. Weed management practices determine plant and arthropod diversity and seed predation in vineyards. *Weed Research*, 51 (4): 404-412. https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00853.x

Santini, G.; Biondi, N.; Rodolfi, L.; Tredici, M.R., 2021. Plant Biostimulants from Cyanobacteria: An Emerging Strategy to Improve Yields and Sustainability in Agriculture. *Plants-Basel*, 10 (4): 22. https://doi.org/10.3390/plants10040643

Schaffelke, B.; Mellors, J.; Duke, N.C., 2005. Water quality in the Great Barrier Reef region: responses of mangrove, seagrass and macroalgal communities. *Marine Pollution Bulletin*, 51 (1-4): 279-296. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.10.025

Schmitt-Jansen, M.; Altenburger, R., 2005. Toxic effects of isoproturon on periphyton communities - a microcosm study. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 62 (3): 539-545. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2004.09.016

Schmitz, J.; Hahn, M.; Bruhl, C.A., 2014a. Agrochemicals in field margins - An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 193: 60-69. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.025

Schmitz, J.; Schafer, K.; Bruhl, C.A., 2013. Agrochemicals in field margins-assessing the impacts of herbicides, insecticides, and fertilizer on the common buttercup (ranunculus acris). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 1124-1131. https://doi.org/10.1002/etc.2138

Schmitz, J.; Schäfer, K.; Brühl, C.A., 2014b. Agrochemicals in field margins. Field evaluation of plant reproduction effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189: 82-91. https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.007

Schock, N.T.; Murry, B.A.; Uzarski, D.G., 2014. Impacts of Agricultural Drainage Outlets on Great Lakes Coastal Wetlands. *Wetlands*, 34 (2): 297-307. https://doi.org/10.1007/s13157-013-0486-x

Schulze, K.; Tillich, U.M.; Dandekar, T.; Frohme, M., 2013. PlanktoVision - an automated analysis system for the identification of phytoplankton. *Bmc Bioinformatics*, 14: 10. https://doi.org/10.1186/1471-2105-14-115

Serra, A.; Corcoll, N.; Guasch, H., 2009. Copper accumulation and toxicity in fluvial periphyton: The influence of exposure history. *Chemosphere*, 74 (5): 633-641. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.036

Serra, A.; Guasch, H., 2009. Effects of chronic copper exposure on fluvial systems: Linking structural and physiological changes of fluvial biofilms with the in-stream copper retention. *Science of the Total Environment*, 407 (19): 5274-5282. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.008

Serra, A.; Guasch, H.; Admiraal, W.; Van der Geest, H.G.; Van Beusekom, S.A.M., 2010. Influence of phosphorus on copper sensitivity of fluvial periphyton: the role of chemical, physiological and community-related factors. *Ecotoxicology*, 19 (4): 770-780. https://doi.org/10.1007/s10646-009-0454-7

Sesin, V.; Davy, C.M.; Dorken, M.E.; Gilbert, J.M.; Freeland, J.R., 2021. Variation in glyphosate effects and accumulation in emergent macrophytes. *Management of Biological Invasions*, 12 (1): 66-84. https://doi.org/10.3391/mbi.2021.12.1.05

Sharaff, M.; Archana, G., 2015. Assessment of microbial communities in mung bean (Vigna radiata) rhizosphere upon exposure to phytotoxic levels of Copper. *Journal of Basic Microbiology*, 55 (11): 1299-1307. https://doi.org/10.1002/jobm.201400927

Simon, N.; Cras, A.L.; Foulon, E.; Lemee, R., 2009. Diversity and evolution of marine phytoplankton. *Comptes rendus biologies*, 332 (2-3): 159-170. https://doi.org/10.1016/j.crvi.2008.09.009

Simonin, M.; Colman, B.P.; Tang, W.Y.; Judy, J.D.; Andersono, S.M.; Bergemanno, C.M.; Rocca, J.D.; Unrine, J.M.; Cassar, N.; Bernhardt, E.S., 2018. Plant and Microbial Responses to Repeated Cu(OH)2 Nanopesticide Exposures Under Different Fertilization Levels in an Agro-Ecosystem. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01769

Singh, A.K.; Singh, P.P.; Tripathi, V.; Verma, H.; Singh, S.K.; Srivastava, A.K.; Kumar, A., 2018. Distribution of cyanobacteria and their interactions with pesticides in paddy field: A comprehensive review. *Journal of Environmental Management*, 224: 361-375. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.07.039

Singh, S.; Datta, P., 2006. Screening and selection of most potent diazotrophic cyanobacterial isolate exhibiting natural tolerance to rice field herbicides for exploitation as biofertilizer. *Journal of Basic Microbiology*, 46 (3): 219-225. https://doi.org/10.1002/jobm.200510074

Sjollema, S.B.; MartinezGarcia, G.; van der Geest, H.G.; Kraak, M.H.S.; Booij, P.; Vethaak, A.D.; Admiraal, W., 2014. Hazard and risk of herbicides for marine microalgae. *Environmental Pollution*, 187: 106-111. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.12.019

Smedbol, E.; Gomes, M.P.; Paquet, S.; Labrecque, M.; Lepage, L.; Lucotte, M.; Juneau, P., 2018. Effects of low concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540 (R) on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. *Chemosphere*, 192: 133-141. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.128

Soltani, N.; Oliveira, M.C.; Alves, G.S.; Werle, R.; Norsworthy, J.K.; Sprague, C.L.; Young, B.G.; Reynolds, D.B.; Brown, A.; Sikkema, P.H., 2020. Off-target movement assessment of dicamba in North America. *Weed Technology*, 34 (3): 318-330. https://doi.org/10.1017/wet.2020.17

Sournia, A.; Chrétiennot-Dinet, M.J.; Ricard, M., 1991. Marine phytoplankton: how many species in the world ocean? *Journal of Plankton Research*, 13 (5): 1093-1099.

Stachowski-Haberkorn, S.; Becker, B.; Marie, D.; Haberkorn, H.; Coroller, L.; de la Broise, D., 2008. Impact of Roundup on the marine microbial community, as shown by an in situ microcosm experiment. *Aquatic Toxicology*, 89 (4): 232-241. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.07.004

Stachowski-Haberkorn, S.; Guesdon, S.; Béchemin, C.; Chiffoleau, J.-F.; Brach-Papa, C.; Soudant, P.; Beker, B.; Jadas-Hécart, A., 2014. *TOPHYPAC. Tolérance des communautés phytoplanctoniques aux phytosanitaires dans le panache de la Charente. Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des Pesticides*, 57.

Stachowski-Haberkorn, S.; Quiniou, L.; Beker, B.; Haberkorn, H.; Marie, D.; De la Broise, D., 2009. Comparative study of three analysis methods (TTGE, flow cytometry and HPLC) for xenobiotic impact assessment on phytoplankton communities. *Ecotoxicology*, 18 (3): 364-76. https://doi.org/10.1007/s10646-008-0288-8

Starr, A.V.; Bargu, S.; Maiti, K.; DeLaune, R.D., 2017. The Effect of Atrazine on Louisiana Gulf Coast Estuarine Phytoplankton. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72 (2): 178-188. https://doi.org/10.1007/s00244-016-0335-z

Stenstrom, J.R.; Kreuger, J.; Goedkoop, W., 2021. Pesticide mixture toxicity to algae in agricultural streams ? Field observations and laboratory studies with in situ samples and reconstituted water. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215: 10. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112153

Stevenson, R.J., .; Pan, Y., 1999. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Stoermer, E.F.; Smol, J.P., eds. *The Diatoms: Applications to the Environmental and Earth Sciences*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 11-40.

Sylwestrzak, Z.; Zgrundo, A.; Pniewski, F., 2021. Ecotoxicological Studies on the Effect of Roundup(R) (Glyphosate Formulation) on Marine Benthic Microalgae. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (3): 16. https://doi.org/10.3390/ijerph18030884

Tazunoki, Y.; Tokuda, M.; Sakuma, A.; Nishimuta, K.; Oba, Y.; Kadokami, K.; Miyawaki, T.; Ikegami, M.; Ueno, D., 2022. Comprehensive analyses of agrochemicals affecting aquatic ecosystems: A case study of Odonata communities and macrophytes in Saga Plain, northern Kyushu, Japan. *Environmental Pollution*, 292: 9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118334

Teagle, H.; Hawkins, S.J.; Moore, P.J.; Smale, D.A., 2017. The role of kelp species as biogenic habitat formers in coastal marine ecosystems. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 492: 81-98. https://doi.org/10.1016/j.jembe.2017.01.017

Thakkar, M.; Randhawa, V.; Wei, L.P., 2013. Comparative responses of two species of marine phytoplankton to metolachlor exposure. *Aquatic Toxicology*, 126: 198-206. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.10.002

Thomas, V.M.; Buckley, L.J.; Sullivan, J.D.; Ikawa, M., 1973. Effect of herbicides on growth of chlorella and bacillus using paper disk method. *Weed Science*, 21 (5): 449-451. https://doi.org/10.1017/s0043174500027478

Tien, C.J.; Lin, M.C.; Chiu, W.H.; Chen, C.S., 2013. Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on biofilm community structure. *Environmental Pollution*, 179: 95-104. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.009

Tlili, A.; Berard, A.; Roulier, J.L.; Volat, B.; Montuelle, B., 2010. PO43- dependence of the tolerance of autotrophic and heterotrophic biofilm communities to copper and diuron. *Aquatic Toxicology*, 98 (2): 165-177. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.008

Tlili, A.; Dorigo, U.; Montuelle, B.; Margoum, C.; Carluer, N.; Gouy, V.; Bouchez, A.; Berard, A., 2008. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron - An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology*, 87 (4): 252-263. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.02.004

Tolhurst, L.E.; Barry, J.; Dyer, R.A.; Thomas, K.V., 2007. The effect of resuspending sediment contaminated with antifouling paint particles containing Irgarol 1051 on the marine macrophyte Ulva intestinalis. *Chemosphere*, 68 (8): 1519-1524. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.03.005

Traba, H.M.; Dominguez-Morueco, N.; Barreno, E.; Catala, M., 2017. Lichen microalgae are sensitive to environmental concentrations of atrazine. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 52 (4): 223-228. https://doi.org/10.1080/03601234.2016.1270679

Vacht, P.; Puusepp, L.; Koff, T., 2018. The Use of Oribatid Mites and Diatoms as Combined Indicators of Contaminations from Multiple Origins in Riparian Zone Forest Soils in Estonia. *Baltic Forestry*, 24 (1): 24-35.

van der Heijden, M.G.A.; Bardgett, R.D.; van Straalen, N.M., 2008. The unseen majority: soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 11 (3): 296-310. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01139.x

Vannini, A.; Guarnieri, M.; Backor, M.; Bilova, I.; Loppi, S., 2015. Uptake and toxicity of glyphosate in the lichen Xanthoria parietina (L.) Th. Fr. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122: 193-197. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.030

Vera, M.S.; Trinelli, M.A., 2021. First evaluation of the periphyton recovery after glyphosate exposure. *Environ Pollut*, 290: 117998. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117998

Vidergar-Gorjup, N.; Sircelj, H.; Pfanz, H.; Batic, F., 2001. Some physiological effects of biocide treatment on the lichen Pseudevernia furfuracea (L.) Zopf. *Symbiosis*, 31 (1-3): 123-140.

Villeneuve, A.; Montuelle, B.; Bouchez, A., 2011. Effects of flow regime and pesticides on periphytic communities: Evolution and role of biodiversity. *Aquatic Toxicology*, 102 (3-4): 123-133. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.01.004

Vonk, J.A.; Kraak, M.H.S., 2020. Herbicide Exposure and Toxicity to Aquatic Primary Producers. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 250*. Cham: Springer International Publishing Ag, 119-171. https://doi.org/10.1007/398_2020_48

Wang, C.; Lin, X.; Li, L.; Lin, L.X.; Lin, S.J., 2017. Glyphosate Shapes a Dinoflagellate-Associated Bacterial Community While Supporting Algal Growth as Sole Phosphorus Source. *Frontiers in Microbiology*, 8: 13. https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.02530

Wang, G.H.; Deng, S.Q.; Li, C.; Liu, Y.D.; Chen, L.Z.; Hu, C.Z., 2012. Damage to DNA caused by UV-B radiation in the desert cyanobacterium Scytonema javanicum and the effects of exogenous chemicals on the process. *Chemosphere*, 88 (4): 413-417. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.02.056

Wang, R.J.; Zhang, J.F.; Sun, H.; Sun, S.Y.; Qin, G.H.; Song, Y.M., 2021. Effect of different vegetation on copper accumulation of copper-mine abandoned land in tongling, China. *Journal of Environmental Management*, 286: 9. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112227

Warne, M.S.; Smith, R.A.; Turner, R.D.R., 2020. Analysis of pesticide mixtures discharged to the lagoon of the Great Barrier Reef, Australia. *Environmental Pollution*, 265 (PT A): 12. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114088

Weiss, M.; Jacob, F.; Duveiller, G., 2020. Remote sensing for agricultural applications: A meta-review. *Remote Sensing of Environment*, 236: 19. https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.111402

Wendt-Rasch, L.; Pirzadeh, P.; Woin, P., 2003. Effects of metsulfuron methyl and cypermethrin exposure on freshwater model ecosystems. *Aquatic Toxicology*, 63 (3): 243-256. https://doi.org/10.1016/s0166-445x(02)00183-2

Wendt, I.; Arrhenius, A.; Backhaus, T.; Hilvarsson, A.; Holm, K.; Langford, K.; Tunovic, T.; Blanck, H., 2013. Extreme irgarol tolerance in an Ulva lactuca L. population on the Swedish west coast. *Marine Pollution Bulletin*, 76 (1-2): 360-364. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.08.035

White, A.L.; Boutin, C., 2007. Herbicidal effects on nontarget vegetation: Investigating the limitations of current pesticide registration guidelines. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (12): 2634-2643. https://doi.org/10.1897/06-553.1

Wolny, J.L.; Tomlinson, M.C.; Uz, S.S.; Egerton, T.A.; McKay, J.R.; Meredith, A.; Reece, K.S.; Scott, G.P.; Stumpf, R.P., 2020. Current and Future Remote Sensing of Harmful Algal Blooms in the Chesapeake Bay to Support the Shellfish Industry. *Frontiers in Marine Science*, 7: 16. https://doi.org/10.3389/fmars.2020.00337

Wood, R.J.; Mitrovic, S.M.; Lim, R.P.; Warne, M.S.; Dunlop, J.; Kefford, B., 2019. Benthic diatoms as indicators of herbicide toxicity in rivers - A new SPEcies At Risk (SPEAR(herbicides)) index. *Ecological Indicators*, 99: 203-213. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.035

Wu, Q.L.; Riise, G.; Pflugmacher, S.; Greulich, K.; Steinberg, C.E.W., 2005. Combined effects of the fungicide propiconazole and agricultural runoff sediments on the aquatic bryophyte Vesicularia dubyana. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (9): 2285-2290. https://doi.org/10.1897/04-364r.1

Zaady, E.; Arbel, S.; Barkai, D.; Sarig, S., 2013. Long-term impact of agricultural practices on biological soil crusts and their hydrological processes in a semiarid landscape. *Journal of Arid Environments*, 90: 5-11. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.021

Zaady, E.; Levacov, R.; Shachak, M., 2004. Application of the herbicide, simazine, and its effect on soil surface parameters and vegetation in a patchy desert landscape. *Arid Land Research and Management*, 18 (4): 397-410. https://doi.org/10.1080/15324980490497483

Zamora-Ley, I.M.; Gardinali, P.R.; Jochem, F.J., 2006. Assessing the effects of Irgarol 1051 on marine phytoplankton populations in Key Largo Harbor, Florida. *Marine Pollution Bulletin*, 52 (8): 935-941. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.12.010

Zancan, S.; Trevisan, R.; Paoletti, M.G., 2006. Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (1): 1-12. https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.018

Zhang, M.W.; Liu, W.Y.; Qu, Q.; Ke, M.J.; Zhang, Z.Y.; Zhou, Z.G.; Lu, T.; Qian, H.F., 2020. Metabolomic modulations in a freshwater microbial community exposed to the fungicide azoxystrobin. *Journal of Environmental Sciences*, 97: 102-109. https://doi.org/10.1016/j.jes.2020.04.013

Zhang, X.M.; Fu, G.X.; Xing, S.P.; Fu, W.; Liu, X.Y.; Wu, H.; Zhou, X.; Ma, Y.B.; Zhang, X.; Chen, B.D., 2022. Structure and diversity of fungal communities in long-term copper-contaminated agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 806: 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151302

Chapitre 7

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les microorganismes hétérotrophes des écosystèmes terrestres, aquatiques continentaux et marins

Auteurs : Joan Artigas, **Fabrice Martin-Laurent**, **Christian Mougin** (coordinateur), **Sergi Sabater**

Documentaliste : Sophie le Perchec

Pilote référent : Stéphane Pesce

Sommaire

1. Introduction 499

2. Hétérotrophes microbiens dans les milieux terrestres 500

2.1. Généralités : impact des PPP sur les hétérotrophes microbiens terrestres 500

2.2. Quels sont les impacts des PPP sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes terrestres ? 502

2.2.1. Quels sont les effets des herbicides sur l'abondance et la structure des communautés 502

2.2.2. Quels sont les effets des herbicides sur l'activité des communautés et les fonctions écologiques 505

2.2.3. Quels sont les effets des fongicides sur les communautés microbiennes terrestres ? 510

2.2.4. Quels sont les effets des insecticides sur les communautés microbiennes terrestres ? 516

2.2.5. Quels sont les facteurs aggravants ? 518

3. Hétérotrophes microbiens dans les milieux aquatiques continentaux et marins 519

3.1. Généralités : impact des PPP sur les hétérotrophes microbiens aquatiques 519

3.2. Quels sont les impacts des PPP sur les fonctions écologiques et la biodiversité des communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques 519

3.2.1. Quelles sont les fonctions écologiques impactées par les PPP, lesquels, et comment ? 519

3.2.2. Quels sont les impacts des PPP sur la biodiversité des hétérotrophes microbiens aquatiques ? 525

3.2.3. Quelles sont les substances et/ou modes d'actions qui exercent les impacts directs les plus forts sur les fonctions écologiques et la biodiversité des microorganismes hétérotrophes aquatiques ? 527
3.2.4. Quels sont les facteurs aggravants ? 528

4. Quelles sont les méthodes disponibles, ou à développer pour améliorer les procédures d'évaluation des impacts des PPP sur les hétérotrophes aquatiques, marins et terrestres ? 529

4.1. Descripteurs, méthodes, référence ISO/OCDE dans les compartiments aquatiques et terrestres 530
4.1.1. Méthodes permettant d'étudier l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes hétérotrophes 530
4.1.2. Méthodes permettant d'étudier les activités des communautés microbiennes hétérotrophes 531

4.2. Principales évolutions scientifiques méthodologiques utilisées ou utilisables dans les procédures d'évaluation des risques et impacts des PPP 532

4.3. Méthodes prises en compte dans la règlementation et les procédures d'évaluation des risques et impacts des PPP 533

4.4. Domaines de validité et robustesse des méthodes utilisées, innovantes et/ou en développement ? 533

5. Manques et limites 534

6. Conclusions 535

6.1. Acquis 535

6.2. Controverses 535

6.3. Lacunes et perspectives 536

Références bibliographiques 538

1. Introduction

Lors de leur application sur les cultures, une fraction importante des produits phytopharmaceutiques (PPP), qu'ils soient de synthèse, métalliques ou encore de biocontrôle atteint le sol, puis les milieux aquatiques. Cette fraction est alors susceptible d'induire des effets sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes exposées non phototrophes que sont les bactéries, les moisissures (incluant les champignons et oomycètes), les archae et les protistes. Les facteurs liés aux propriétés des PPP et à celles des milieux (dégradabilité, adsorption, désorption, texture, taux de matière organique...), au climat (humidité et température), vont conditionner leur persistance, concentration biodisponible et toxicité éventuelle. Ainsi, les effets potentiels des PPP sur les communautés microbiennes des sols contaminés par ces substances (notamment les sols agricoles) vont dépendre de différents facteurs tels que la couverture végétale, les propriétés physico-chimiques du sol ou encore le système de culture. Dans les milieux aquatiques, les effets seront également variables selon le type de système (ex. eaux courantes vs eaux stagnantes), le type de compartiment pris en considération (ex. eau de surface vs sédiment) ou encore le mode de vie des communautés exposées (ex. benthique vs planctonique). Ainsi, les effets potentiels vont dépendre par exemple pour les eaux du fait qu'elles soient stagnantes (lacs, mares) ou courantes (rivières, ruisseaux), ou encore du compartiment colonisé (benthique, planctonique). Ces effets sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes sont également associés à des modifications des réseaux d'interactions entre les communautés, mais également de leurs activités, qui vont en cascade impacter les fonctions écologiques dans lesquelles elles sont impliquées (Figure 7-1).

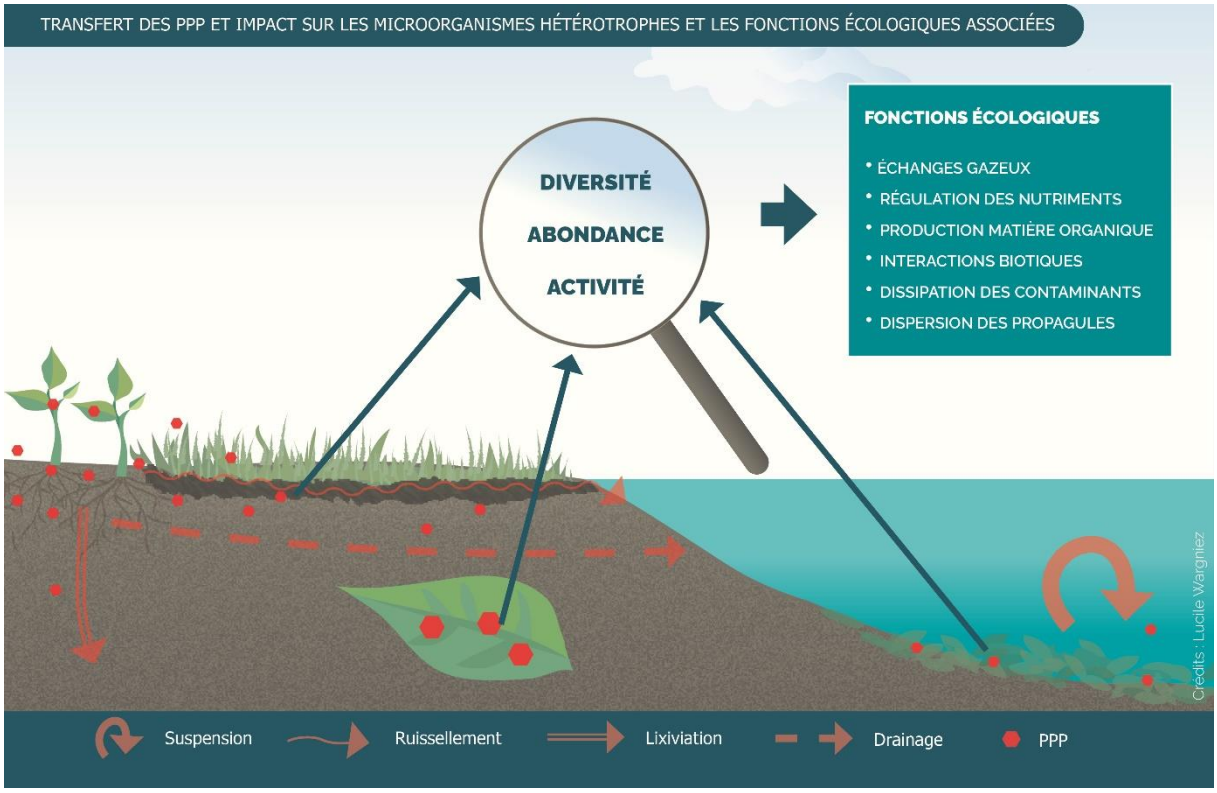


Figure 7-1. Transfert des PPP et impact sur les microorganismes hétérotrophes et les fonctions écologiques associées.

2. Hétérotrophes microbiens dans les milieux terrestres

2.1. Généralités : impact des PPP sur les hétérotrophes microbiens terrestres

La requête appliquée sur Web of Science, ciblant l'impact des PPP sur la biodiversité et les fonctions écologiques des communautés microbiennes hétérotrophes terrestres, associait trois sous-requêtes ayant des syntaxes spécifiques pour i) les différents types de PPP, ii) le modèle d'étude hétérotrophe microbien, iii) le milieu terrestre. Elle a produit 1 560 références bibliographiques sur la période 2000 à 2021. Après un premier tri effectué par les experts, 825 références, sur les 1 560 initiales, ont été retenues dans le périmètre de notre expertise, les références concernant d'autres chapitres comme celui traitant des producteurs primaires (microorganismes phototrophes) ou celui au sujet des transferts de PPP. De nombreuses références du corpus se sont également avérées hors périmètre de l'ESCo (traitant par exemple d'expérimentations en cultures liquides…) ou non pertinentes (dose de traitement en PPP très supérieure à la dose agronomique…), ou encore peu robustes (partie matériels et méthodes ne permettant pas de reconduire les expérimentations, manque d'interprétation statistique…). Elles ont donc été écartées. Le corpus bibliographique analysé concernant les microorganismes hétérotrophes comportait finalement plus d'une centaine de références pour la partie terrestre, comprenant des articles originaux, des articles de synthèse et quelques chapitres d'ouvrages.

Le corpus concernant les herbicides comprenait au total 579 articles. La figure 7-2 présente les 15 substances actives (SA) herbicides les plus utilisées en France, en 2018 et 2019, leur mode d'action, leur classe de substance active et le nombre d'articles identifiés dans le corpus (hors articles de synthèse).

Le tableau 7-1 rapporte le nombre d'articles de notre corpus se rapportant à ces SA.

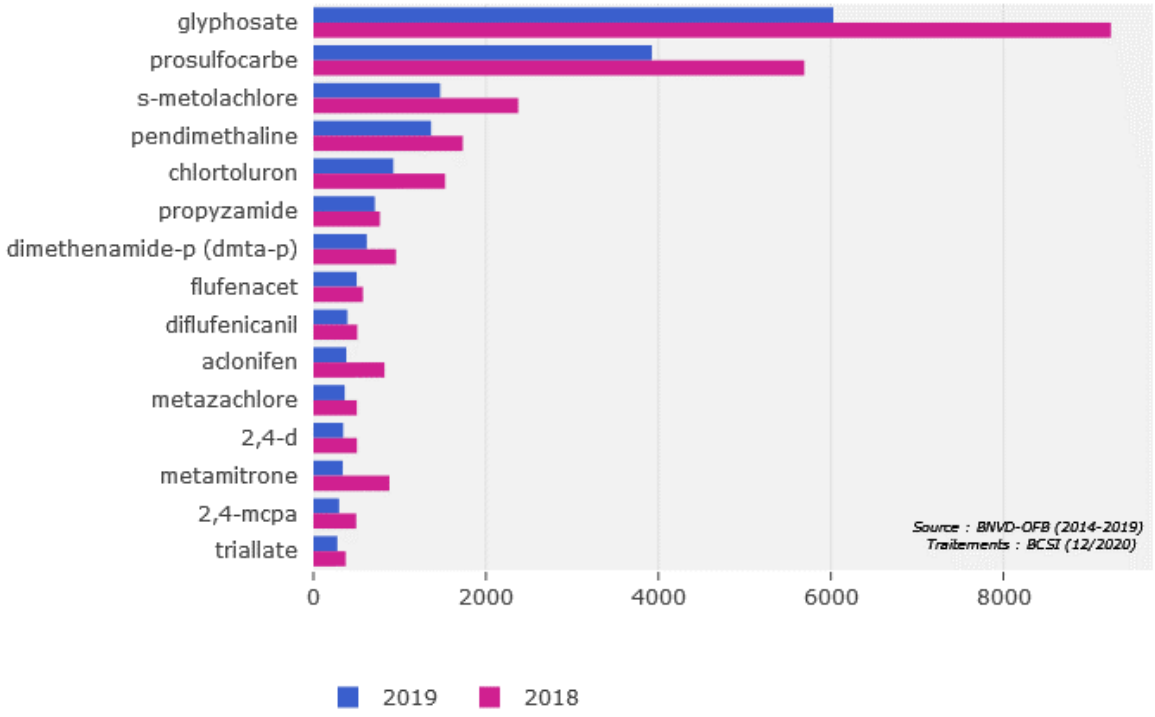


Figure 7-2. Principales substances actives herbicides vendues en France (d'après [1]Banque Nationale des Ventes de produits phytopharmaceutiques par les Distributeurs agréés - Office français de la biodiversité (BNVD-OFB).

[1] https://ssm-ecologie.shinyapps.io/dataviz_bnvd/

Tableau 7-1. Nombre d'articles identifiés et jugés pertinents pour les substances actives les plus utilisées en France.

Mode d'action (code HRAC)	Classe de substance active	Substance active	Nombre d'articles pertinents
Inhibition de la photosynthèse (C1)	Triazinone	Métamitron	0
Inhibiteur de la photosynthèse C2)	Phénylurées	Chlortoluron	2
Inhibiteur de la synthèse des caroténoïdes, phytoène (F1)	Pyridazine	Diflufenican	3
Inhibiteur de la synthèse des caroténoïdes, site inconnu (F3)	Diphényl éther	Aclonifène	0
Inhibiteur de l'EPSPS (G)	Dérivé d'acide aminé	Glyphosate	> 100
Inhibiteur de l'assemblage des microtubules (K1)	Dinitoaniline Benzamide	Pendimethaline Propyzamide	4
Inhibiteurs de la synthèse des acides gras (K3)	Chloroacétamide (Acétanilide) Oxyacétamide	Diméthénamide Métazachlore S-Métolachore Flufenacet	0 3 8 3
Inhibiteurs de la synthèse des lipides (N)	Thiocarbamates	Prosulfocarbe Triallate	4 0
Herbicides auxiniques (O)	Acides phénoxycarboniques	2,4-D 2,4-MCPA	1 2

A l'exception du glyphosate, les principales substances actives utilisées en France ne font l'objet que de très peu d'études au niveau national, mais également au niveau international.

Concernant les fongicides et insecticides, un total de 199 articles a été recensé. Ils concernaient l'évaluation de l'effet de 107 substances actives (SA) comprenant 46 matières actives présentant une activité fongicide, 57 présentant une activité insecticide, 2 une activité nématicide, 1 une activité biofumigant et 1 une activité d'inhibition de la nitrification. Huit familles chimiques représentante 67% des matières actives étudiées avec par ordre décroissant les organophosphorés (23 SA), les carbamates (13 SA), les triazoles (11 SA), les organochlorés (9 SA), les néonicotinoïdes (6 SA), les pyréthrinoïdes (6 SA), les strobilurines (2 SA) et les anilinopyrimidines (2 SA). A noter que la famille des carbamates présente des SA ayant une activité fongicide et d'autres une activité insecticide.

Plusieurs articles parmi les 199 études concernaient plusieurs SA et ainsi le nombre total d'occurrences était 330 SA. Parmi celles-ci 164 concernaient des SA présentant une activité fongicide et 154 des SA présentant une activité insecticide. Quelques familles chimiques représentent 72% des occurrences avec en ordre décroissant les organophosphorés (83 occurrences), les carbamates (38 occurrences), les triazoles (38 occurrences), les organochlorés (25 occurrences), les pyréthrinoïdes (15 occurrences), les néonicotinoïdes (13 occurrences), les strobilurines (13 occurrences), les dicarboximides (7 occurrences) et les anilinopyrimidines (5 occurrences). Huit SA présentent chacune 10 occurrences ou plus totalisant ainsi 33% des occurrences avec en ordre décroissant le chlorpyrifos (insecticide, organophosphoré, 26 occurrences), le carbendazime (fongicide, benzimidazoles, 16 occurrences), le tebuconazole (fongicide, triazole, 16 occurrences), le chlorotalonil (fongicide, isophtalonitrile, 15 occurrences), le métalaxyl (fongicide, phénylamide, 12 occurrences), le mancozebeè (fongicide, carbamate, 11 occurrences), le monocrotophos (insecticide, organophosphoré, 12 occurrences), et azoxistrobine (fongicide, strobilurine, 10 occurrences).

Nous avons fait un zoom portant sur 29 articles qui traitent des trois SA fongicides les plus vendues en France selon les données Ecophyto : le mancozèbe (plus de 3000 tonnes commercialisées en 2018), le cuivre et le chlorothalonil (un peu moins de 3 000 tonnes en 2018), ainsi que sur les inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (succinate dehydrogenase inhibitor - SDHI), et 18 SA insecticides.

2.2. Quels sont les impacts des PPP sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes terrestres ?

Plusieurs articles de synthèse rapportent l'impact des PPP sur la structure et/ou l'activité ses communautés microbiennes des sols (notamment Chowdhury *et al*., 2008 ; Gianfreda et Rao, 2008 ; Riah *et al*., 2014 ; Lo *et al*., 2010 ; Nguyen *et al*., 2016 ; Meena *et al*., 2020 ; Wolejko *et al*., 2020) sans toutefois faire de lien évident avec une modification des fonctions écologiques. Ces articles rapportent dans leur ensemble des effets sur les communautés microbiennes disparates, parfois opposés pour une même substance active, obtenus dans des conditions expérimentales très variables (pédoclimat, durée d'exposition…). Ces travaux peuvent donc apparaître comme autant de cas particuliers, ce qui rend difficile des conclusions générales.

2.2.1. Quels sont les effets des herbicides sur l'abondance et la structure des communautés

Il existe une grande hétérogénéité dans la prise en compte des herbicides étudiés, avec une majorité d'articles consacrés au glyphosate, et d'autres substances actives moins considérées. On peut néanmoins mettre en avant le fait que les herbicides actuellement utilisés présentent théoriquement, en général, dans les sols de fortes solubilités, de fortes biodisponibilités pour les microorganismes notamment dégradants et donc de faibles persistances (temps de demi-vie souvent inférieur à 30 jours (Gianfreda et Rao, 2008)), ce qui tend à réduire la durée d'exposition des communautés à ces substances dans les sols, contribuant ainsi à limiter leur impact. En effet, l'usage des herbicides persistants (par exemple terbacil, bromacil en encore les s-triazines...) n'est plus autorisé en France, et beaucoup d'études concernent en conséquence les contextes asiatiques ou d'Amérique du sud. A signaler également que si beaucoup substances actives herbicides ont des cibles enzymatiques majoritairement spécifiques aux végétaux supérieurs, certaines existent également chez les microorganismes non cibles (Thiour-Mauprivez *et al.*, 2019). Le cas des herbicides dont les produits de transformation ont un comportement différent de celui de la molécule parent (exemple de l'AMPA et du glyphosate, Wolejko *et al*. (2020) reste à considérer, mais est peu documenté.

Inhibiteurs de la biosynthèse d'acides aminés

Le glyphosate est la molécule herbicide qui a fait l'objet du plus d'études concernant ses impacts durant la période considérée par l'ESCo, en raison de son utilisation majeure dans différents systèmes de culture au niveau mondial. Il convient de préciser que les études portant sur l'utilisation d'herbicides à base de glyphosate (Glyphosate-Based-Herbicides - GBH), sont majoritaires, par rapport à celles, plutôt en conditions de laboratoire, qui utilisent la matière active glyphosate. Il est admis que les effets des GBH sont plus pertinents à considérer, lorsque cela est possible, en raison de l'impact possible des agents de formulation.

Néanmoins les impacts du glyphosate sur la biologie des sols restent difficiles à définir avec certitude. Les effets rapportés sont divers et contradictoires, allant de l'absence d'effets au développement de souches champignons pathogènes. Dans une méta-analyse publiée en 2016, Nguyen *et al*. (2016) ont analysé l'impact de cet herbicide sur la biomasse et la respiration microbienne des sols à partir d'un corpus de 36 articles pertinents sélectionnés parmi 191 articles. Ces articles prennent en compte l'application de glyphosate ou de GBH sur les sols et ses effets, à partir de doses d'utilisation précisées, la mesure de descripteurs d'effets pertinents, et une qualité expérimentale établie. La grande diversité de résultats publiés rend difficile les conclusions sur les impacts de l'herbicide et plusieurs hypothèses sont posées. Les applications se font à des doses et avec des formulations différentes, sur des sols nus ou avec couvert végétal, et qui sont hétérogènes puisqu'ils présentent des propriétés physico-chimiques diverses.

La méta-analyse a pris en compte la concentration en glyphosate, le pH du sol, sa teneur en carbone organique, l'absence ou présence de couvert végétal, le type d'expérimentation (au champ ou en pots) ainsi que le délai de mesure après l'application de l'herbicide.

Elle confirme que les résultats sont très variables et dépendent des conditions expérimentales mises en œuvre. Aux doses agronomiques (< 10 mg/kg sol), l'herbicide semble sans effet significatif sur la biomasse et la respiration microbienne.

A des doses d'application élevées (> 100 mg/kg), l'herbicide semble, comme cela avait été rapporté dans plusieurs études, stimuler la croissance microbienne en se comportant comme une source de C, N et P. A des doses intermédiaires (10-100 mg/kg), l'herbicide peut inhiber la croissance microbienne. Toutefois, des précisions sur la temporalité des effets observés ne sont pas apportées dans l'analyse.

Ces résultats suggèrent une large gamme de sensibilité parmi les microorganismes, et des capacités de résilience parmi les populations, qui s'expriment selon les concentrations utilisées.

La variabilité temporelle de la réponse microbienne est également importante à considérer. Il est suggéré que l'herbicide, dans un délai de 60 jours après application, stimule la croissance microbienne et masque une toxicité éventuelle en raison de la disponibilité de C, N et P issus de la dégradation rapide du glyphosate.

Enfin, les caractéristiques abiotiques du sol conditionnent aussi la réponse microbienne. Il est démontré que la disponibilité du glyphosate et du P, comme sa dégradation, dépendent du pH du sol et sont augmentés pour des pH élevés. La teneur en C organique influence également les processus d'adsorption/désorption et la disponibilité de l'herbicide.

En revanche, il n'a pas été mis en évidence d'effets associés à la formulation de l'herbicide, à la couverture végétale ou au design expérimental (au champ ou en pots).

Une activité de minéralisation augmentée de type « priming effect » par les microorganismes, qui peut être occasionnée par l'apport de l'herbicide (processus connu pour d'autres herbicides), mérite des investigations complémentaires. Celles-ci devraient s'appuyer sur des indicateurs moins agrégés que sont la biomasse et la respiration, et notamment sur des méthodes de métagénomique.

Enfin, les effets d'applications répétées de glyphosate et/ou son application conjointe avec d'autres pesticides et/ou des fertilisant, restent à approfondir.

Bottrill *et al*. (2020) ont extrait l'ADN génomique de sols traités par différentes substances dont le glyphosate et analysé les communautés microbiennes par séquençage Illumina MiSeq. Leurs conclusions sont que l'herbicide ne modifie pas significativement au champ la diversité et la structure des communautés bactériennes et fongiques. Toutefois, les conditions pédo-climatiques au moment de l'étude ont entrainé une dégradation rapide de l'herbicide et une dégradation lente des résidus végétaux utilisés en mulch. Ces résultats doivent être considérés avec précaution, notamment en situation de traitement herbicide sur le long terme. En utilisant des approches de metabacording appliquées aux sols de différents types d'agrosystèmes (en management conventionnel sans précision de l'usage d'autres PPP, ou biologique, labour ou non labour, espèce cultivée…) suivis sur une période de 2 ans, Kepler *et al*. (2020) n'ont pas mis en évidence d'impact significatif de l'herbicide sur la structure et la diversité des communautés microbiennes, au regard des différents systèmes de culture considérés.

Dans une synthèse bibliographique de 2018, Martinez *et al*. (2018) ont analysé l'impact d'herbicides à base de glyphosate sur la sensibilité des cultures aux agents pathogènes. Ils concluent que l'herbicide est sans effet lorsqu'il est appliqué selon les recommandations des fabricants. Toutefois la synthèse met en évidence la complexité du réseau d'influences que l'herbicide peut exercer avec les pathogènes microbiens, notamment en perturbant l'écologie microbienne rhizosphérique, et que son action semble ne pas se limiter à l'inhibition de l'enzyme cible, la 5-EnolylPyruvyl-Shikimate 3-Phosphate Synthase (EPSPS). Il reste toutefois difficile de généraliser les conclusions en raison de la grande variabilité des résultats.

Inhibiteurs de la biosynthèse des lipides

La biomasse microbienne dans des sols traités au prosulfocarbe n'est pas modifiée par rapport à celle mesurée dans les parcelles témoin, sur des temps courts (0-30 jours) (Garcia-Delgado *et al.*, 2018). Elle est significativement

augmentée sur des temps longs (100 jours) lors d'une application combinée de triasulfuron. En revanche, la structure des communautés est modifiée dès 30 jours après le traitement, avec une diminution du rapport Gram+/Gram- ainsi que l'augmentation de l'abondance relative des actinobactéries et des champignons. Ces tendances se poursuivent sur des temps longs (100 jours). L'application de thiobencarb, même à des doses supérieures à la dose agronomique augmente les biomasses microbiennes (Das *et al.*, 2015)

Nous n'avons pas identifié de publication traitant du triallate.

Inhibiteurs de la biosynthèse des acides gras

Dans les sols de Limagne, riches en matière organique et argile, Joly *et al.* (2015) ont montré que les communautés microbiennes exposées à des mélanges d'herbicides (S-metolachlore, mesotrione et nicosulfuron) à la dose agronomique étaient peu affectées en termes d'abondance et de diversité. Les communautés bactériennes et fongiques montrent des structures conservées, même si des effets transitoires sont observés sur les communautés microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote, avec une augmentation de l'ammonification et une inhibition de la nitrification sur le court terme. En revanche, le flufenacet, apporté en mélange avec l'isoxaflutole, diminue le nombre de microorganismes, dont Azotobacter et les organotrophiques (Tomkiel *et al.*, 2019).

Inhibiteurs de l'assemblage des microtubules

L'application de pendimethaline, à des doses équivalentes ou supérieures à la dose agronomique, augmente les biomasses microbiennes (Das *et al.*, 2015). Appliquée seule ou en mélange avec le quilazofop, la pendimethaline stimule la croissance des bactéries non symbiotiques fixatrices d'azote (Das *et al.*, 2012).

Inhibiteurs de la photosynthèse

En raison de leur persistance dans le sol, il est rapporté que les s-triazines appliquées durant des périodes longues réduisent significativement la diversité des actinomycètes et bactéries du sol (Meena *et al.*, 2020). Dans une étude brésilienne, Moretto *et al.* (2017), ont montré une pression sélective de l'atrazine (s-triazine) et du diuron (urée substituée) sur les communautés microbiennes de sols, qui diminue la richesse spécifique en fonction de la durée de la persistance des herbicides dans ce compartiment. Après plusieurs semaines, cet effet s'estompe ce qui traduit une résilience des communautés microbiennes.

Avec le glyphosate, l'atrazine est la substance active qui fait l'objet du plus de publications au plan international. Plusieurs études rapportent des altérations de la structure des communautés microbiennes (stabilité : résistance/résilience ; diversité : richesse/composition ; richesse spécifique : nombre d'espèces) (Wang *et al.*, 2015). A l'inverse, un apport combiné de nanoparticules de Cu et d'atrazine ne semblent pas altérer les communautés microbiennes durant la période d'étude considérée (Parada *et al.*, 2019a).

Des effets similaires sont rapportés concernant certains herbicides urées substituées (diuron, linuron et chlorotoluron), dont les applications répétées altèrent la structure des communautés microbiennes (Lo, 2010).

Le chlorotoluron perturbe la structure des communautés microbiennes, mais cet effet est tamponné par l'apport simultané de matières organiques exogènes (Carpio *et al.*, 2020).

Ces substances actives peuvent subir des phénomènes de biodégradation accélérée à la suite d'applications successives qui favorisent le développement des capacités microbiennes de dégradation, en raison de l'exposition prolongée des communautés. Cette capacité de dégradation est conservée au sein de la communauté microbienne dégradante pendant plusieurs années en absence de traitement. Ainsi, les gènes de dégradation de l'atrazine sont conservés, même en l'absence de modifications majeures des communautés microbiennes (Yale *et al.*, 2017).

Inhibiteurs de la synthèse des caroténoides (aclonifen, diflufenican, isoxaflutole…)

Des herbicides comme le diflufenican et l'isoxaflutole modifient la structure des communautés microbiennes en l'absence d'apport de matières organiques exogènes (Carpio *et al.*, 2020) mais cet effet est tamponné par l'apport

simultané de matières organiques exogènes. En mélange avec le flufenacet, l'isoxaflutole diminue le nombre de microorganismes, dont Azotobacter et les organotrophiques (Tomkiel *et al.*, 2019).

Inhibiteurs de l'acétolactate synthase

Les sulfonylurées (cinosulfuron, bensulfuron, rimsulfuron, chlorsulfuron, sulfusulfuron, metsulfuron-méthyl…) n'entrainent que des changements mineurs dans la composition des communautés bactériennes et fongiques après application. Il en est de même concernant les profils physiologiques (Perucci *et al.*, 2000 ; Allievi et Gigliotti, 2001 ; Gigliotti et Allievi, 2001 ; Ahtiainen *et al.*, 2003 ; Medo *et al.*, 2020 ; Tomco *et al.*, 2020).

Herbicides auxiniques

En comparant plusieurs itinéraires culturaux, Ahtiainen *et al*. (2003) n'ont pas mis en évidence d'effet significatifs du MCPA sur les communautés microbiennes du sol, probablement en raison d'une biodisponibilité limitée de l'herbicide. A l'inverse, dans un Andisol fertilisé avec de l'urée, l'herbicide a entrainé une modification de la diversité microbienne totale et des bactéries oxydant l'ammoniac (Marileo *et al.*, 2016). L'effet est mineur en l'absence de traitement par l'urée.

En conclusion

Il est établi que l'impact des herbicides sur les communautés dépend d'une part des propriétés intrinsèques de ces substances mais également de celles des sols qui vont conditionner leur biodisponibilité, persistance et toxicité. Cependant, que ce soit dans des expérimentations au champ, ou au laboratoire dans des microcosmes reconstitués avec des sols issus de différents contextes agricoles, les herbicides impactent peu ou pas la composition et la diversité des communautés microbiennes hétérotrophes terrestres dès lors que les doses appliquées sont proches de la dose agronomique. Ces paramètres semblent davantage dépendants du contexte pédoclimatique et des pratiques agricoles. Dans la plupart des études, il n'est pas ou peu discuté d'éventuelles conséquences de ces impacts sur les fonctions écologiques.

2.2.2. Quels sont les effets des herbicides sur l'activité des communautés et les fonctions écologiques

Les fonctions écologiques étudiées dans le cas des communautés hétérotrophes terrestres concernent la régulation des échanges gazeux, la dissipation des contaminants, la régulation des cycles de nutriments (essentiellement via la mesure d'activités enzymatiques des cycles C, N, P, S), ainsi que la fourniture et le maintien de la biodiversité, abordé dans la section précédente.

Régulation des échanges gazeux (dénitrification, méthanisation, respiration…)

En complément aux mesures d'activités liées directement aux processus métaboliques tels que la respiration, la dénitrification ou encore la méthanisation, ainsi que l'étude des gènes fonctionnels impliqués dans ces processus, nous avons pris en considération dans cette partie les activités enzymatiques reflétant le métabolisme général des communautés microbiennes, telles que la déshydrogénase (DHA) et la fluorescéine diacétate hydrolase (FDA). Quelques effets des herbicides sont rapportés dans le Tableau 7-2.

Inhibiteurs de la biosynthèse d'acides aminés

Des effets hormétiques sont constatés sur la respiration microbienne (Allegrini *et al.*, 2015) avec le glyphosate et les GBH. Une augmentation transitoire (en dessous de 60 jours) de la respiration microbienne est observée avant que celle-ci ne soit réduite après 60 jours (Nguyen *et al.*, 2016).

Toutefois, si des effets de GBH sont observés sur le quotient respiratoire et le nombre de copies du gène *amoA* chez les bactéries oxydatrices de l'ammoniac, il n'a pu être montré d'interactions avec des épisodes de

dessiccation/humectation de sols soumis à un historique de traitement au glyphosate (Allegrini *et al.*, 2020), bien que ces épisodes modifient la biodisponibilité et la transformation des pesticides.

Inhibiteurs de la biosynthèse des acides gras à longue chaine

Gargia-Delgado *et al*. (2018) rapportent que la respiration du sol n'est pas affectée 30 jours après l'application de prosulfocarbe. Elle est en revanche stimulée après 100 jours d'incubation. A l'inverse, l'activité déshydrogénase est inhibée dès 30 jours d'incubation.

La plupart des études ne considèrent qu'une application de substance. Or, des études s'appuyant sur des applications répétées permettent de mettre en évidence des effets survenant sur le long terme. C'est notamment le cas du métolachlore appliqué pendant 20 ans (Seghers *et al.*, 2003). Dans les sols avec historique de traitement avec cette substance, les communautés microbiennes méthanotrophes présentent une capacité supérieure à oxyder le méthane, et ces potentialités sont confirmées par les approches de Pollution-Induced Community Tolerance (voir Annexe sur le PICT).

Lors du traitement de sols à la dose agronomique avec le mélange S-métolachloree, mesotrione et nicosulfuron, les travaux de Joly *et al*. (2015) n'ont mis en évidence que des effets transitoires sur les communautés du cycle de l'azote, après quantification des nitrifiants par le gène *amoA* chez les archées (AOA) et les bactéries (AOB).

Cas des inhibiteurs de la biosynthèse des acides gras

Beulke *et al*. (2001) ont étudié l'impact de plusieurs herbicides dont le métazachlor sur les microorganismes des sols. Ils ont montré que l'herbicide impactait la respiration induite à court-terme (SIR) ainsi que l'activité déshydrogénase (DHA).

Herbicides de divers modes d'action

Une étude réalisée en microcosmes sur des sols traités par différents herbicides de modes d'action différents (glyphosate, 2,4-D, trifluralin, diuron) aux doses agronomiques recommandées a montré que les effets sur la transformation de l'azote et les activités enzymatiques impliquées dans les grands cycles biogéochimiques restent transitoires ou négligeables (Rose *et al.*, 2018). Seule l'atrazine entraine un effet significatif sur la transformation de l'azote en fin d'expérimentation (28 jours).

Focus sur les activités enzymatiques caractérisant le métabolisme général des microorganismes

Les effets des herbicides sur ces marqueurs métaboliques sont variables. Le nombre d'études portant sur la DHA est supérieur à celui s'appuyant sur la FDA. De fait, la DHA semble plus sensible aux herbicides de modes d'action variés (atrazine, paraquat, glyphosate, metazachlor, par exemple Riah *et al*. (2014). Les inhibiteurs de l'acétolactate synthase (sulfonylurée : rimsulfuron ; imidazoline : imazethapyr) occasionnent des effets transitoires sur une activité comme la FDA, avec une inhibition pendant quelques jours après le traitement (Perucci *et al.*, 2000; Beulke et Malkomes, 2001 ; Medo *et al.*, 2020). Le traitement des sols par des doses plus élevées en herbicides ne se traduit pas par une augmentation significative de l'activité FDA. Il est proposé qu'à des doses élevées, même si les herbicides peuvent réduire la biomasse des communautés microbiennes impactées, entrainent le relargage de quantités importantes d'enzymes qui masquent leur effet sur l'abondance des communautés (Perucci *et al.*, 2000).

Dissipation des contaminants (dont les herbicides) et déchets dans les écosystèmes

Inhibiteurs de la biosynthèse des acides gras à très longue chaine

Dans une étude visant à évaluer l'impact de plusieurs traitements fongicides survenant après le traitement par l'herbicide métolachlore (White *et al.*, 2010), il a été montré que le chlorothalonil était un inhibiteur puissant de la dégradation de l'herbicide par comparaison avec les sols n'ayant pas reçu de fongicide. Les résultats suggèrent

que le fongicide inhibe chez les communautés microbiennes l'activité gluthation-S-transférase, alors que la structure des communautés microbiennes semble peu affectée.

Inhibiteurs de la synthèse des lipides

Garcia-Delgado *et al*. (2019) ont montré dans une étude visant à évaluer l'influence de diverses pratiques culturales que la vitesse de dégradation du prosulfocarbe était augmentée à la suite d'une seconde application de cet herbicide. A l'inverse, l'apport dans le sol de matières organiques exogènes (composts) augmente la teneur en résidus dans le sol.

Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes

L'effet des herbicides sur la régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes, abordé via la mesure des activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques (C, N, P, S), est souvent étudié. Deux articles de synthèse et de nombreux articles rapportent des résultats contrastés sur un panel d'enzymes (Gianfreda et Rao, 2008 ; Riah *et al.*, 2014). Toutefois, les résultats mentionnés ont été souvent obtenus à des doses d'application élevées à très élevées, jusqu'à 200 fois la dose agronomique.

Le Tableau 7-2 rapporte les effets des herbicides sur plusieurs activités enzymatiques intervenant dans les 4 cycles biogéochimiques, après application de doses agronomiques d'herbicides. Il montre que dans ces conditions les herbicides testés, dans leur majorité, ont des effets variables sur les activités enzymatiques mesurées. Il reste difficile de mettre en évidence un mode d'action des herbicides ou une famille de substances particulièrement actives, sur une famille d'enzymes spécifique, donc sur un cycle biogéochimique particulier. Pour une même activité enzymatique, selon les auteurs, il est aussi possible de relever des résultats contradictoires, par exemple concernant le chlorsulfuron sur les activité β-glucosidase et N-acetyl-β-glucosaminidase, qui peuvent être inhibées ou stimulées (Riah *et al.*, 2014 ; Eivazi *et al.*, 2018 ; Medo *et al.*, 2020).

L'impact des herbicides dépend également de la temporalité des mesures à l'issue de l'exposition des communautés microbiennes, les effets étant souvent transitoires, plutôt inhibiteurs quelques jours à quelques semaines après le traitement du sol, et suivis par une phase de récupération, voire de stimulation (par exemple Medo *et al*., 2020).

L'impact des herbicides dépend également de la temporalité des mesures à l'issue de l'exposition des communautés microbiennes, les effets étant souvent transitoires, plutôt inhibiteurs quelques jours à quelques semaines après le traitement du sol, et suivis par une phase de récupération, voire de stimulation (par exemple Medo *et al*. (2020)).

Dans une étude ancienne visant également à évaluer l'impact de l'apport d'amendements organiques sur les sols exposés aux inhibiteurs de l'acétolactate synthase (sulfonylurée : rimsulfuron ; imidazoline : imazethapyr), Perucci *et al*. (2000) rapportent que des doses agronomiques inhibent les activités phosphatases (acide et alcaline), mais des doses 10 fois supérieures les stimulent. L'effet stimulateur est aussi noté en cas d'apport de matière organique exogène (compost).

Formation et maintien de la structure des sols

Inhibiteurs de la photosynthèse

Dans une étude récente, Liu *et al*. (2021) ont montré que les résidus d'atrazine dans les sols de Chine impactait négativement les teneurs en carbone organique des sols et réduisait la stabilité des agrégats de sol.

Tableau 7-2. Effet des herbicides sur les activités enzymatiques des sols

DHA : déshydrogénase, FDA : fluorescéine diacétate hydrolase, β-GLU : β-glucosidase, CEL : cellulase, NAG : N-acétylglucosaminidase, URE : uréase, NIT : nitrogénase, ACP : phosphatase acide, ALP : phosphatase alcaline, PHO : monophosphodiestérase, ARS : arylsulfatase.
Met : métabolisme général, C : cycle du carbone, N : cycle de l'azote, P : cycle du phosphore, S : cycle du soufre
0 : sans effet ; + : effet stimulateur ; - : effet inhibiteur ; Var : effets variables.

Mode d'action (code HRAC)	**Substance active**	**Activité enzymatique**											**Référence**
		DHA	FDA	β-GLU	CEL	NAG	URE	NIT	ACP	ALP	PHO	ARS	
Activité/cycle		Met	Met	C	C	C	N	N	P	P	P	S	
Inhibiteurs de l'ALS (B)	Chlorsulfuron	Var	Var	Var		Var	-				-	+	(Filimon *et al.*, 2014, Medo *et al.*, 2020)
	Rimsulfuron		0						0	0			(Perucci *et al.*, 2000; Riah *et al.*, 2014)
	Triasulfuron		-										(Filimon *et al.*, 2014)
	Nicosulfuron			0		0	0						(Joly *et al.*, 2015)
Inhibiteurs de la photosynthèse (C1, C2, C3, D)	Atrazine	-		0		+			Var			0	(Riah *et al.*, 2014 ; Eivazi *et al.*, 2018)
	Metrybuzine			0	0							0	(Riah *et al.*, 2014)
	Diuron	0					0						(Riah *et al.*, 2014)
	Isoproturon												(Filimon *et al.*, 2014)
	Bentazon	Var		Var		+			+				(Garcia-Delgado *et al.*, 2019)
	Bromoxynil				-				-	+			(Riah *et al.*, 2014)
	Paraquat	-											(Riah *et al.*, 2014)
Inhibiteurs de la synthèse des caroténoïdes (F1, F2)	Diflufenican	-		-			0	+			-	0	(Filimon *et al.*, 2014)
	Mesotrione			0		0	0						(Das *et al.*, 2015)
Inhibiteurs EPSPS (G)	Glyphosate	-	0	Var		+	-		0		-	0	(Riah *et al.*, 2014 ; Eivazi *et al.*, 2018)
Inhibiteurs de la synthèse des acides gras (K3)	Butachlor	+					0			-			(Riah *et al.*, 2014)
	Métazachlor	-											(Riah *et al.*, 2014)
	S-métolachlore			0		0	0						(Joly *et al.*, 2015)
Découplage (M)	Dinoterb	-											(Riah *et al.*, 2014)
													(Joly *et al.*, 2015)
Inhibiteurs de la synthèse des lipides (N)	Prosulfocarb	-											(Garcia-Delgado *et al.*, 2018)

Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques

Inhibiteurs de la biosynthèse d'acides aminés

Une synthèse (Martinez *et al.*, 2018) rapporte les impacts des GBH sur la sensibilité des cultures aux maladies selon deux types de mécanismes : 1) perturbation de l'écologie microbienne rhizosphérique et 2) perturbation de la nutrition minérale des cultures, en raison du caractère chélatant de la matière active. Les GBH interfèrent sur l'écologie des communautés microbiennes rhizosphériques, notamment dans des sols ayant subi de multiples expositions, en augmentant la taille des populations et/ou la virulence de certaines souches (Martinez *et al.*, 2018). Toutefois, d'autres études n'ont pas montré de tolérance des communautés induite par la pollution (PICT) dans des sols présentant un historique de traitement au glyphosate (Allegrini *et al.*, 2015). Cette étude ne permet pas d'établir de relation causale entre l'exposition à l'herbicide et une modification de l'activité catabolique des communautés microbiennes. Les perturbations de la nutrition minérale des cultures sont liées à la diminution de la disponibilité des éléments nutritifs ainsi qu'à la modification des translocations dans la plante.

Il a été montré que la gestion des plantes de couverture avec du glyphosate perturbait la mise en place de pratiques agricoles utilisant des rhizobactéries promotrices de la croissance des plantes (Plant Growth Promoting Rhizobacteria - PGPR), notamment dans des cultures de soja (Ortega *et al.*, 2021).

Inhibiteurs de la photosynthèse

Dans une étude récente, Liu *et al*. (2021) ont montré que les résidus d'atrazine dans les sols de Chine impactaient négativement les teneurs en glomaline, une glycoprotéine produite par les champignons mycorhiziens à arbuscules dans les sols.

Focus sur les bactéries fixatrices d'azote et des mycorhizes[2]

Les symbioses jouent un rôle majeur dans les processus de production végétale. L'altération des associations symbiotiques entre les plantes et les bactéries de la rhizosphère peut impacter le processus vital de fixation de l'azote. La perturbation des processus de signalisation, d'infection racinaire par les bactéries, de la structure des fibres racinaires ou encore de la morphologie des cellules influencent la nodulation. Toutefois, il est rapporté que les herbicides tels que l'alachlore et le metolachlore (des inhibiteurs de la synthèse d'acides gras) n'ont pas d'effets aux doses agronomiques (Meena *et al.*, 2020) sur ces processus. Des effets inhibiteurs sont toutefois observés avec plusieurs s-triazines, mais appliquées à des doses supérieures aux doses agronomiques dans des expérimentations conduites in vitro (Meena *et al.*, 2020).

Dans une étude visant à caractériser les effets inhibiteurs du glyphosate et de l'imazethapyr sur des bactéries fixatrices d'azote dans des cultures de soja transgénique, Bohm *et al*. (2009) rapportent des effets contrastés des 2 herbicides, le premier inhibant le développement des nodules et le second étant sans effet sur les bactéries symbiotiques fixatrices d'azote.

Concernant les champignons endomycorhiziens à arbuscule, des effets contrastés, voire opposés sont décrits selon la substance active considérée. Ces effets dépendent de la composition minérale du sol, du type de plante hôte, de sa capacité d'adaptation et du type d'interaction symbiotique développée (Meena *et al.*, 2020).

En conclusion

Si, d'une façon, générale, les impacts des herbicides sur la structure ou encore l'abondance des communautés microbiennes sont faibles ou nuls à des doses de traitement réalistes d'un point de vue agronomique, les descripteurs fonctionnels microbiens semblent plus affectés, montrant des inhibitions, des stimulations ou pas d'effet. Cependant, au-delà des descripteurs considérés, peu de fonctions écologiques associées aux

[2] Voir Chapitre 6 l'Encadré 6-2 :"Impact des PPP sur les microorganismes symbiotiques associés aux racines et favorisant la croissance des plantes : un possible effet indirect des PPP sur les plantes".

communautés microbiennes hérérotrophes terrestres sont réellement prises en compte dans les études. En effet, bien que plusieurs études mentionnent dans leur introduction des impacts possibles des herbicides sur les fonctions écologiques assurées par ces microorganismes, cet aspect reste peu documenté et peu conclusif. Les articles analysés ne prennent en compte que des processus impliqués dans 5 fonctions écologiques, la fonction de régulation des éléments nutritifs (cycles biogéochimiques) restant la plus étudiée.

2.2.3. Quels sont les effets des fongicides sur les communautés microbiennes terrestres ?

Un premier focus a été réalisé sur les trois matières actives fongicides les plus commercialisées en France selon les données Ecophyto : le Mancozèbe (plus de 3 000 tonnes commercialisées en 2018), le chlorothalonil (un peu moins de 3 000 tonnes en 2018) et le cuivre. Les aspects structurels et fonctionnels sont traités ensemble compte tenu du nombre limité d'articles sur le sujet.

Inhibiteurs multisites (mancozèbe, chlorothalonil, cuivre)

Mancozèbe

Seules 11 publications concernent le mancozèbe dans le corpus analysé. Appliqué sur des microcosmes de sol à des concentrations allant de 0,02 à 10 fois la dose agronomique annuelle pour le maïs (de 2,6 µg/g à 26 µg/g de sol), le fongicide inhibe la production de N_2O de 10 à 62% et de 20 à 98% pour les plus faibles doses et les plus fortes doses appliquées (Kinney *et al.*, 2005). La production de NO était également inhibée de 5 à 47% et de 20 à 97%, respectivement pour les plus faibles doses et les plus fortes doses appliquées. La nitrification était plus fortement inhibée par le mancozèbe que la dénitrification (Kinney *et al.*, 2005). Dans une autre étude, le mancozèbe appliqué conjointement avec le dimétomorphe à des concentrations allant de 15 à 1 500 µg/g de sol réduisait de manière drastique le nombre de bactéries nitrifiantes de 120 unités formant colonies (colony-forming unit - CFU) x 10^4 g^{-1} à moins de 30 CFU x 10^4 g^{-1} après 28 jours d'exposition tandis que les bactéries dénitrifiantes cultivables voyaient leur abondance augmentée aux deux doses les plus fortes de fongicides (Srinivasulu *et al.*, 2012). Cette même étude montrait que l'application de mancozèbe et de dimétomorphe diminuait la quantité de champignons cultivables (de 35 à 15 CFU x 10^3 g^{-1}) et de bactéries fixatrices d'azote de manière transitoire avec une résilience après 28 jours sauf pour la dose la plus élevée. Elle rapportait également l'augmentation des bactéries cultivables hétérotrophes après 28 jours d'incubation (de 30 à 70 CFU x 10^4 g^{-1}). Le mancozèbe appliquée à 2 mg par mL de culture était efficace pour contrôler *in vitro Beauveria bassianai,* champignon parasite d'insectes, mais n'était pas efficace quand le mancozèbe était appliqué sur des microcosmes de sols inoculés avec cette souche fongique (Soares *et al.*, 2017). Appliqué à la dose agronomique (2,5 $kg.ha^{-1}$) sur des cultures d'arachides avec le chlorpyrifos ou le monocrotophos, le mancozèbe stimule les activités enzymatiques arylamidase, déshydrogénase et myrosinase (Srinivasulu et Rangaswamy, 2013). Dans cette même étude, à des doses plus élevées (7,5 et 10 $kg.ha^{-1}$) le mancozèbe appliqué en combinaison avec le chlorpyrifos ou le monocrotophos inhibe ces activités enzymatiques du sol. Appliqué sur des microcosmes de sol à 100 ppm (i.e. 100 µg de mancozèbe par g de sol), des mesures de Biolog® ont montré que l'activité phénol oxydase était stimulée tandis que les activités arylamidase et β-glucosidase étaient diminuées en réponse à l'exposition au mancozèbe (Floch *et al.*, 2011). Sur des cultures de canne à sucre menées en serre pendant 2 années, l'application de mancozèbe conduisait à une augmentation d'un facteur quatre de la biomasse aérienne et racinaire de la canne à sucre (Vuyyuru *et al.*, 2018). Elle entrainait également une diminution significative de l'abondance fongique estimée par un dosage des acides gras phospholipidiques (PLFA) et de la colonisation des racines de la canne à sucre par des champignons endomycorhiziens sans toutefois altérer le nombre de spores de champignons endomycorhiziens (Vuyyuru *et al.*, 2018).

Chlorothanonil

Le chlorothalonil est un fongicide appartenant à la famille des phtalates qui interfère avec le gluthation et la coenzyme A, inhibant ainsi le métabolisme de champignon phytopathogène. Dans le corpus bibliographique analysé, 7 articles évaluent la toxicité du chlorothalonil vis-à-vis des microorganismes du sol. Toutes ces études

ont été menées sur des microcosmes de sol incubés au laboratoire dans des conditions contrôlées et exposés à différentes doses allant d'une à dix fois la dose agronomique annuelle.

Ainsi Katayama *et al*. (2001), dans une étude pionnière, ont évalué l'impact de différents pesticides, dont le chlorothalonil (appliqué à 10 fois la dose agronomique soit 120 mg de chlorothalonil par kg de sol) sur le profil de respiration des quinones qui informe de l'abondance microbienne et la diversité taxonomique, comme biomarqueurs d'effet. Ils ont montré que le chlorothalonil provoquait immédiatement une diminution de la diversité des quinones respirées par le microbiote mais qu'après 3 jours d'incubation le profil des quinones respirées n'était pas différent de celui observé dans les microcosmes contrôle. Bacmaga *et al*. (2018) ont montré que l'application de la préparation commerciale Gwarant 500 SC à la concentration de 49,8 mg de chlorothalonil par kg de sol induisait des changements dans la composition de la communauté bactérienne tels que la disparition des Bacteroidetes et l'apparition d'unités taxonomiques opérationnelles (operational taxonomic units - OTU) appartenant aux Intrasporangiaceae, Kouteothrixaceae, Gemmationadaceae, Geodermatophilaceae, Bradyrhizobiaceae et Sinobacteraceae par rapport aux microcosmes de sol contrôle non exposés à ce fongicide. Par ailleurs, l'application de Gwarant 500 SC n'affecte pas les activités phosphatase alcaline et β-glucosidase mais diminue de 78% l'activité déshydrogénase par comparaison au microcosme de sol contrôle. Les auteurs soulignent que ces effets marqués du chlorothalonil sur la composition et l'activité des microorganismes ont été observés alors que la matière active était dégradée à hauteur de 85% suggérant des effets rémanents sur la période d'incubation considérée dans cette étude (60 jours). Récemment, de Souza *et al*. (2017) ont également montré que le chlorthalonil était rapidement dégradé dans le sol, et que sa minéralisation dépendait du niveau de diversité de la communauté microbienne de ce sol, suggérant que la guilde microbienne spécifiquement impliquée dans la minéralisation du fongicide était faiblement représentée au sein du microbiote de ce compartiment. Bending *et al*. (2007) avaient déjà montré que le chlorothalonil était rapidement dégradé dans des microcosmes de sols (50% de dégradation en moins de 20 jours d'incubation et plus de 90% de dégradation en moins de trois mois). L'analyse des communautés bactériennes et eucaryotes par DGGE révélait que le chlorothalonil n'affectait pas la structure de la communauté bactérienne, mais qu'il affectait de manière modérée celle de la communauté eucaryote, avec la disparition de deux bandes correspondant à des protozoaires ciliés dans les sols exposés à ce fongicide. Par ailleurs, malgré sa dissipation rapide, le chlorothalonil appliqué à la dose de 10 $mg.kg^{-1}$ de sol diminuait l'activité déshydrogénase de 23 à 39% (en fonction du type de sol considéré) par rapport au contrôle, sans que la résilience de cette activité enzymatique soit observée à la fin de l'incubation. Par ailleurs, le chlorothalonil diminuait la minéralisation de deux herbicides par rapport au contrôle: le bentazone et l'isoproturon (diminution comprise respectivement entre 16 et 36% et entre 14 et 20%). White *et al*. (2010) confirmèrent ces observations en rapportant l'impact du chlorothalonil sur la dégradation de l'herbicide métolachlore dont la demi-vie est doublée dans les microcosmes traités par ce fongicide (DT50 99 jours) par rapport aux microcosmes contrôle (DT50 56 jours). Par ailleurs, le chlorothalonil diminue la transformation du métolachlore (metolachlore ethane sulfonic acid, MESA et metolachlore oxanilic acid, MOA). Cette observation suggère que le chlorothalonil diminue l'activité de la glutathion-S-transférase impliquée dans la formation des produits de transformation du métolachlore. Elle indique également que malgré la dissipation rapide du chlorothalonil, la structure des communautés microbiennes estimée par les profils PLFA était modifiée de manière durable. Sur la base de leurs observations, White *et al.* (2010) suggèrent que le chlorothalonil pourrait affecter le potentiel de transformation des nombreuses matières actives dégradées via la gluthation-S-transférase et ainsi augmenter la persistance de ces matières actives dans les sols et les risques écotoxicologiques associés. D'autres fonctions microbiennes semblent être altérées par le chlorothalonil comme le montrent Ding *et al*. (2019) qui rapportent une diminution de l'activité uréase suite à l'exposition de microcosmes de sol avec ce fongicide (appliqué à 5, 10 et 50 $mg.kg^{-1}$). Cet effet est associé à une diminution de la dénitrification, de la nitrification et de la production de N_2O dans les sols traités avec les deux doses les plus élevées de chlorothalonil. Dans ces conditions d'exposition, l'abondance des populations de Nitrosomonas et de bactéries nitrifiantes étaient significativement plus faible que dans les microcosmes contrôle non exposés à ce fongicide. Ces résultats montrent que le chlorothalonil impacte les guildes microbiennes impliquées dans le cycle de l'azote, en lien avec le service de la fertilité des sols. Ces observations confirment celles de Kinney *et al*. (2005) qui rapportaient l'inhibition de la production de N_2O et de NO en réponse à l'exposition au chlorothalonil appliqué à 10 fois la dose agronomique. L'impact du chlorothalonil était plus important sur l'activité nitrifiante que sur l'activité

dénitrifiante. Kinney *et al*. (2005), tout comme Ding *et al*. (2019), suggéraient que le chlorothalonil était intéressant pour limiter l'émission de gaz à effet de serre des sols agricoles et ainsi améliorer la fertilité des sols.

Cuivre

Les préparations à base de cuivre sont utilisées comme fongicides en agriculture conventionnelle et en agriculture biologique. A la différence des intrants de synthèse, le cuivre n'est pas transformé par des réactions biotiques et par conséquent, il ne suit pas une cinétique de dissipation mais une cinétique d'accumulation, en cas de traitements répétés, posant la question de sa toxicité vis-à-vis des organismes vivants dans le sol, y compris les microorganismes. Dans le corpus bibliographique analysé, 10 articles évaluent à différents degrés la toxicité du cuivre appliqué sous différentes formes (sel de cuivre, cuivre formulé ou cuivre associé avec un fongicide de synthèse) vis-à-vis des microorganismes hétérotrophes du sol.

Des études évaluent l'impact de fongicides minéraux souvent en comparaison avec des fongicides de synthèse, sur souches pures, sur des milieux de culture ou après leur inoculation dans le sol. Ainsi, Soares *et al*. (2017) ont montré que le chlorure de cuivre inhibait la croissance végétative et la sporulation mais pas la germination de *Beauveria bassiana*, un champignon entomopathogène utilisé en lutte biologique pour lutter contre des insectes ravageurs des cultures. Ils ont observé que cet effet toxique s'exprimait que ce champignon soit inoculé avant ou après l'application du fongicide.

Plusieurs études évaluent l'impact écotoxicologique du cuivre en utilisant une approche contrôlée en exposant des microcosmes de sol à différents fongicides à base de cuivre utilisés seuls ou en combinaison avec d'autres pesticides de synthèse (fongicides et herbicides). Ainsi, Vazquez-Blanco *et al*. (2020) ont comparé l'impact écotoxicologique de sels de cuivre (sulfate de cuivre et nitrate de cuivre) et de quatre fongicides commerciaux à base de cuivre sur les microorganismes du sol en suivant la respiration basale de la microflore du sol, ainsi que la croissance bactérienne et fongique par incorporation de la leucine et de l'acétate, respectivement. Cette étude a été réalisée sur un sol prélevé dans un vignoble âgé de deux années, disposé dans des microcosmes de sol et exposé pendant 91 jours à cinq concentrations allant de 2 à 32 mmol de cuivre par kg de sol. Cette étude a montré qu'aux concentrations les plus élevées de sels de cuivre (8, 16 et 32 mmol $Cu.kg^{-1}$) le pH du sol était diminué de manière très marquée (perte d'une 1 à 2 unité pH en fonction de la concentration de Cu apportée). Cette baisse de pH s'accompagne d'une diminution significative de la respiration basale de la microflore du sol, de la croissance bactérienne et fongique. L'application des produits commerciaux à base de Cu n'affecte ni le pH du sol ni la respiration basale de la microflore du sol. Toutefois, dans les premiers temps de prélèvement, elle diminue de manière significative la croissance bactérienne, quelle que soit la dose appliquée. Contrairement aux sels de cuivre, la récupération de la croissance bactérienne est observée 2 à 3 mois après le traitement des sols avec les formulations commerciales de cuivre. Par ailleurs, les sels de cuivre et les préparations commerciales affectent de manière significative la croissance fongique sur le long terme : aux concentrations les plus élevées, les sels de cuivre stimulent la croissance fongique, alors qu'à ces mêmes concentrations les produits commerciaux à base de cuivre la diminuent. Wightwick *et al*. (2013a) ont évalué l'impact écotoxicologique de l'application d'hydroxide de cuivre par comparaison à deux fongicides organiques (captan et trifloxystrobine) sur les activités enzymatiques phosphomonoestérase et uréase de microcosmes de sol. Pour mener cette étude, deux scénarios d'exposition ont été choisis : un scénario agronomique avec une seule application (hydroxide de cuivre 16 $mg.kg^{-1}$, captan 1 $mg.kg^{-1}$ et trifloxystrobine 0,1 $mg.kg^{-1}$) et un scénario du pire des cas avec une seule application à différentes doses des différentes matières actives (hydroxide de cuivre 16 et 156 $mg.kg^{-1}$, captan 10 et 96 $mg.kg^{-1}$ et trifloxystrobine 1,4 et 144 $mg.kg^{-1}$). Dans les deux scénarios d'exposition, l'hydroxyde de cuivre ne modifie ni l'activité phosphomonoestérase ni l'activité uréase dans le sol. Dans le scénario du pire des cas, à la plus forte dose, le captan et la trifloxystrobine n'affectent pas l'activité phosphomonoestérase, mais diminuent de manière significative l'activité uréase. Demanou *et al*. (2006) ont étudié l'impact combiné de l'oxyde de cuivre (appliqué à 128 $mg.kg^{-1}$) et d'un fongicide (mefenoxam appliqué à 4 $mg.kg^{-1}$) sur l'abondance, la structure et l'activité des communautés microbiennes d'un microcosme de sol camerounais. Ils ont montré que l'application d'oxyde de cuivre ne modifiait par l'activité microbienne responsable de la minéralisation du mefenoxam. Par ailleurs, l'application de l'oxyde de cuivre et du mefenoxam n'avait pas d'effet sur l'abondance et sur la structure de la communauté bactérienne active. *A contrario*, elle modifiait la structure de la communauté fongique active. Par ailleurs, la plupart des activités

enzymatiques mesurées (cellobiohydrolase, xylosidase, aminopeptidase et phosphatase) n'étaient pas affectées par l'application combinée de l'oxyde de cuivre et du mefenoxam. En revanche, l'activité chitinase était augmentée en réponse à ce traitement même 2 mois après celui-ci. La même tendance était observée pour l'activité laccase, tandis que l'activité β-glucosidase augmentait 24 jours après l'application du traitement mais revenait à l'état initiale 2 mois après celui-ci. Cette étude a ainsi montré que l'application combinée de l'oxyde de cuivre et du mefenoxame modifiait la structure de la communauté fongique et trois des sept activités enzymatiques mesurées. Parada *et al*. (2019b) ont étudié l'impact écotoxicologique combiné de nanoparticules de cuivre (appliquées à 0,05 ou 0,15% w/w) et d'un herbicide (atrazine appliqué à 3 $mg.kg^{-1}$) par comparaison à différentes références (contrôle, atrazine, nanoparticule de cuivre ou sulfate de cuivre) sur l'abondance et l'activité de microorganismes nitrifiants dans des microcosmes de sol plantés. L'application combinée des nanoparticules de cuivre et de l'atrazine a conduit à la diminution de 60% de l'abondance bactérienne par rapport à la seule application de l'herbicide. Par ailleurs, l'abondance des archaea capables d'oxyder l'ammonium était réduite de 85% suite à l'exposition aux nanoparticules de cuivre et à l'atrazine, mais l'abondance initiale était recouvrée 30 jours après l'application. De manière semblable, l'abondance des bactéries capables d'oxyder l'ammonium était diminuée suite à l'exposition aux nanoparticules de cuivre et à l'atrazine, mais leur abondance initiale n'était pas recouvrée 30 jours après l'application.

Très peu d'études ont été menées *in situ*. Monkiedje *et al*. (2007) ont appliqué au champ (Cameroun) des fongicides de synthèse (métalaxyl ou mefenoxam) ou des fongicides de synthèse additionnés d'oxyde de cuivre (Ridomil Plus 72 : 12% metalaxyl + 60% d'oxyde de cuivre, ou Ridomil Gold plus : 6% mefenoxam + 60% d'oxyde de cuivre) afin d'évaluer l'impact sur les paramètres abiotiques (pH) et biotiques (activités enzymatiques) des sols. L'application de ces produits n'a pas modifié le pH du sol. Les préparations de fongicides de synthèse additionnés d'oxyde de cuivre ont conduit à la diminution de la minéralisation du phosphore organique mais elles n'affectent pas la minéralisation de l'azote. Par ailleurs, elles stimulent l'activité β-glucosidase et conduisent à l'augmentation du pool d'ammonium qui pourrait résulter de la stimulation de la croissance des communautés ammonifiantes. Ces auteurs suggèrent que les activités phosphatase alcaline et acide et β-glucosidase pourraient constituer des marqueurs d'exposition aux fongicides.

D'autres études ont évalué l'impact écotoxicologique de l'application de cuivre et d'autres pesticides dans différents contextes agronomiques (principalement vignoble et verger) sur la diversité et les fonctions microbiennes des sols. Ainsi, Wightwick *et al*. (2013b) ont mené une étude sur des sols prélevés dans dix vignobles australiens dans lesquels les concentrations de cuivre total allaient de 19 à 162 $mg.kg^{-1}$ et pour lesquels la concentration en cuivre extractible avec une solution de $CaCl_2$ n'excédait pas 0,2 $mg.kg^{-1}$. Cette étude incluait également dix sols de référence, non exposés aux fongicides cupriques, prélevés en limite des domaines viticoles et présentant des propriétés physicochimiques semblables. Ces sols ont été incubés au laboratoire dans des conditions contrôlées afin de mesurer des activités microbiennes (phosphomonestérase, uréase, arylsulfatase et phénol oxydase). Wightwick *et al*. (2013b) ont ainsi pu montrer que les sols viticoles présentaient des concentrations en cuivre supérieures aux sols de référence. Ils présentaient également des activités enzymatiques microbiennes inférieures à celles des sols de référence. De faibles corrélations négatives ont été observées entre les activités phosphomonestérase (r^2=0,40, P < 0,01), uréase (r^2=0,14, P < 0,01) et arylsulfatase (r^2=0,14, P < 0,01), et la concentration de cuivre en fonction du carbone organique du sol. Toutefois, cette étude souligne que la variabilité des activités enzymatiques était principalement expliquée par les propriétés physicochimiques des sols et dans une moindre mesure par le cuivre.

Karimi *et al*. (2021a), dans leur méta-analyse portant sur l'évaluation de l'écotoxicité du cuivre, indiquent que l'activité microbienne est réduite de 30% lorsque le cuivre est apporté à la dose annuelle de 400 kg par hectare et que la respiration microbienne était réduite de 50% dans les sols ayant reçu la dose annuelle de 200 kg par hectare. Sur la base de ces observations, ils ont suggéré qu'appliquer le cuivre à 4 $kg.ha^{-1}.an^{-1}$ (soit pas plus de 2 $kg.ha^{-1}$ pour 7 ans), soit la dose recommandée par la commission européenne, ne devrait pas modifier de manière substantielle la qualité biologique des sols viticoles. Cette conclusion a été contestée par Imfeld *et al*. (2021) qui considèrent qu'elle n'est pas valide car il faut tenir compte des variables locales rencontrées dans les vignobles telles que le niveau initial de contamination des sols au cuivre (estimant que 70% des vignobles européens avaient

déjà des teneurs en cuivre total supérieures à 100 $mg.kg^{-1}$) ou encore leur pH, qui influence grandement la spéciation du cuivre dans les sols et donc son écotoxicité vis-à-vis des organismes qui y vivent. En réponse, Karimi *et al*. (2021a) ont précisé qu'effectivement le risque écotoxicologique causé par le cuivre dépendait de la dose appliquée et aussi de la quantité de cuivre déjà présente dans les sols et de paramètres physicochimiques des sols tels que le pH et la matière organique qui influence la biodisponibilité du cuivre. Ils indiquent de nouveau que sur la base des études existantes, sur le court terme l'apport de cuivre à la dose annuelle autorisée de 4 $kg.ha^{-1}$ n'aurait pas d'impact sur la qualité du sol mais ils soulignent le manque d'informations scientifiques pour documenter l'effet sur le long terme de l'application répétée dans les vignobles de cuivre à la dose autorisée par la commission européenne rejoignant ainsi les éléments mis en avant par Imfeld *et al*. (2021).

Bary *et al*. (2005) ont étudié des sols prélevés dans dix-huit greens de golf du sud-ouest de l'Angleterre exposés régulièrement à des fongicides de synthèse et minéraux (dont le cuivre). Les concentrations moyennes de cuivre dans ces sols étaient comprises entre 1 et 9 $mg.kg^{-1}$. D'autres métaux, tels que le cadmium (entre 0,0625 et 0,8 $mg.kg^{-1}$), le plomb (entre 1 et 32 $mg.kg^{-1}$) et l'arsenic (entre 0,2 et 2,7 $mg.kg^{-1}$), et des résidus de fongicide de synthèse, tels que le chlorothanlonil (entre 0,02 et 0,25 $mg.kg^{-1}$), l'iprodione (entre 0,5 et 4 $mg.kg^{-1}$) et le fenamirol (entre 0,01 et 1,4 $mg.kg^{-1}$), ont également été détectés dans ces sols. Toutefois, malgré la contamination des sols avec ces fongicides minéraux et de synthèse, la colonisation racinaire de *Poa annua* par des champignons endomycorhiziens était faible mais existante. Mis à part une corrélation négative observée entre la concentration en cadmium et la colonisation racinaire de *Poa annua* par des champignons endomycorhiens, ni le cuivre ni les fongicides de synthèse n'affectaient l'établissement de la symbiose endomycorhizienne. Le faible taux de mycorhization observé sur les greens de golf pourrait être lié à la fertilisation en phosphate et à la fauche qui diminue la dépendance de la plante hôte vis-à-vis de champignons endomycorhiziens et qui limite l'export de photosynthétats de la plante vers le symbionte, respectivement. Wang *et al*. (2009) ont étudié l'impact écotoxicologique de l'application de fongicide à base de cuivre dans des vergers de pommiers sur les microorganismes du sol et leurs activités enzymatiques. Sans surprise ils ont montré que la concentration de cuivre dans les sols augmentait avec l'âge des vergers : les concentrations en cuivre total dans les sols sont comprises 21,8 et 141 $mg.kg^{-1}$ et les concentrations en cuivre extractible au $CaCl_2$ entre 0 et 4,3 $mg.kg^{-1}$. Le ratio de la biomasse microbienne sur la teneur en carbone organique des sols était compris entre 43,6 et 116 mg $Cmic.g^{-1}$ Corg, et était inférieur à celui des sols de référence qui avaient en moyenne 144 mg $Cmic.g^{-1}$ Corg. De plus, ce ratio était inversement corrélé avec l'âge du verger. De manière semblable, les trois activités enzymatiques (uréase, phosphatase acide et invertase) ainsi que le taux de minéralisation du Corg étaient plus faibles dans les sols de vergers que dans les sols de référence et étaient inversement corrélées avec l'âge du verger, et donc avec la concentration en cuivre des sols. Ces auteurs concluent leur étude en soulignant que sur le long-terme l'utilisation de fongicides à base de cuivre allait conduire à l'altération des services écologiques rendus par les microorganismes du sol.

De manière similaire, dans leur revue scientifique (qui n'intègre pas les conclusions de Karimi *et al*. (2021a)), Schoffer *et al*. (2020) indiquent que l'application de fongicides à base de cuivre dans les vergers conduisait à l'accumulation de cuivre dans les sols, qui diminuait non seulement l'activité microbienne impliquée dans la dégradation de la litière mais également la formation de carbone organique dissous. Ils indiquent que ce processus pourrait conduire à la diminution de l'incorporation du cuivre soluble dans le sol, mais que cela reste à démontrer.

Inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI)

Les inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI) sont des fongicides à large spectre qui existent depuis les années 1960-1970. Onze substances actives sont actuellement autorisées sur le marché français pour un traitement foliaire des cultures. Les substances les plus anciennes font partie de la famille chimique des cis-crotoanilides (boscalid, fluorypam…), les plus récentes appartiennent à la famille des méthyl-pyrazole carboximides (penthiopyrad…).

Les effets du boscalid ont été étudiés par Yang *et al*. (2012) sur le pois chiche et sa nodulation. Les traitements ont été répliqués 4 fois au champ à la dose recommandée. L'étude a montré que le fongicide diminuait la taille des

nodules formés sur les racines de pois chiche, affectait la diversité des gènes *nif*H associés aux bactéries fixatrices d'azote, et augmentait la fixation d'azote. De fait, le fongicide impacte la communauté des fixateurs d'azote.

Zhang *et al*. (2014) ont montré que le fluorypam appliqué au sol à la dose agronomique avait un temps de demi-vie de l'ordre de 64 jours, temps qui augmente avec la dose appliquée. Entre 7 et 90 jours après l'application, le fongicide entraine une diminution de la biomasse microbienne et fongique, modifie la structure des communautés microbiennes, par exemple le ratio gram-/gram+. Il modifie également la diversité fonctionnelle des communautés, stimule la respiration microbienne basale et la respiration induite, tout en augmentant le quotient métabolique. Les effets sont amplifiés lorsque la dose de traitement augmente. Toutefois, à la dose agronomique, la capacité métabolique globale des communautés, mesurée avec des plaques Biolog®, n'est pas affectée.

Plus récemment, Sun *et al*. (2020) ont étudié l'impact du fluorypam sur le rhizobiome du piment d'ornement. Dans cette étude, la demi-vie du fongicide semble plus courte, de l'ordre de 5 jours et la substance active n'est pas détectée à la fin de l'étude. Si le fongicide stimule la croissance des plantules, il augmente également le nombre de bactéries solubilisatrices du P et les gènes *nif*H, qui expriment la nitrogénase. Le fluorypam ne modifie pas la structure des communautés microbiennes, ni leur diversité.

Santisima-Trinidad *et al*. (2018) ont appliqué les fongicides fluopyram et penthiopyrad sous forme de produits formulés, aux doses agronomiques, sur des plants de concombres cultivés en serre sur sol sableux. Les deux fongicides ont été appliqués 6 fois à 7 jours d'intervalles. Des résidus de fongicides ont été détectés dans le sol deux mois après la dernière application. Les 2 fongicides entrainent des changements de la diversité des communautés microbiennes des sols, avec des effets plus importants dans la communauté fongique que dans la communauté bactérienne.

Inhibiteurs de la biosynthèse des stérols

La particularité des traitements fongicides réside dans le fait qu'ils sont souvent répétés sur des temps courts. Pourtant, la majorité des études ne portent que sur la mesure des effets d'un traitement unique. Han *et al*. (2021) ont mené au laboratoire des incubations de sol avec 4 traitements répétés de tébuconazole, séparés par un délai de 30 jours, à la dose d'utilisation recommandée. Le temps de demi-vie du fongicide (82-294 jours) augmente avec le nombre de traitements, donc avec les teneurs croissantes du sol en fongicide, puis diminue. De la même façon, l'indice de diversité fonctionnelle des communautés bactériennes, mesurée au moyen de plaques Biolog®, diminue avant d'augmenter pour dépasser la valeur initiale, en lien avec l'augmentation de la vitesse de dégradation du fongicide. Ceci suggère que l'historique de traitement contribue à diminuer les populations bactériennes sensibles et à sélectionner des populations de bactéries dégradantes. Toutefois, le tébuconazole diminue la biomasse et la diversité microbiennes, avec un effet plus prononcé selon le nombre de traitements. Il est montré que l'exposition au fongicide réduit la complexité des réseaux bactériens. L'application répétée du fongicide conduit donc à des effets sur l'écologie microbienne des sols traités.

En conclusion

Les fongicides altèrent la structure, la diversité et l'activité des communautés microbiennes, avec un effet souvent plus marqué sur les communautés fongiques (en termes de structure, abondance et activité) que sur les communautés bactériennes. Les communautés impliquées dans le cycle de l'azote sont souvent perturbées, avec des atteintes sur les bactéries nitrifiantes et par voie de conséquence la nitrification, ainsi que sur les bactéries fixatrices d'azote. Des effets sur le long terme, peu étudiés, suggèrent des atteintes aux fonctions écologiques des sols, notamment pour les sols où s'accumule le cuivre en raison de l'application de traitements répétés.

2.2.4. Quels sont les effets des insecticides sur les communautés microbiennes terrestres ?

Nous avons considéré une famille d'insecticides, les néonicotinoïdes ainsi que le chlordécone, tous sous le feu de l'actualité. De la même façon que pour les fongicides, les aspects structurels et fonctionnels sont traités ensemble compte tenu du nombre limité d'articles sur le sujet.

Antagonistes des récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine

Sur les cinq néonicotinoïdes autorisés en France pour traiter les semences par enrobage (clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame, acetamipride, thiaclopride), seules les 4 premières substances font l'objet de publications scientifiques visant à évaluer leur écotoxicité vis-à-vis des microorganismes du sol.

Imidaclopride

Seulement deux études ont été menées *in situ*. Sarnaik *et al*. (2006) ont évalué l'impact de l'imidaclopride appliqué sur les semences (3g.kg^{-1} de semence) ou en traitement foliaire (100 g.ha^{-1}) sur les bactéries fixatrices de l'azote, incluant les Rhizobia, et sur les bactéries solubilisatrices du phosphate dans la rhizosphère du soja. Ils ont montré que l'enrobage des graines de soja avec l'imidaclopride diminuait d'un facteur trois le nombre de Rhizobia (1,38 *x* 10^{8} au lieu de 3,69 *x* 10^{8} dans le contrôle) alors que celui-ci n'était pas affecté par l'application foliaire. Dans cette étude, quel que soit le mode de traitement, l'insecticide n'a pas d'effet sur les bactéries solubilisatrices de phosphate. Li *et al*. (2018) ont mené une étude en plein champ pour évaluer l'impact du traitement des semences avec l'imidaclopride (imidachlopride 70% ZF, 240 g par100 kg de graines) sur les communautés microbiennes de la rhizosphère de blé sur une période de neuf mois. L'analyse des communautés bactériennes et fongiques par le séquençage des amplicons 16S rRNA et ITS générés à partir de l'ADN extrait du sol ont permis de visualiser l'évolution de leur diversité α et β au cours du développement de la plante, mais n'ont pas mis en évidence de modification par le traitement des semences avec l'imidaclopride. Par ailleurs dans ces conditions, Li *et al*. (2018) n'ont pas observé d'effet de cet insecticide sur les agents de biocontrôle présents dans la rhizosphère de blé.

Toutes les autres études ont été menées dans des conditions contrôlées dans des microcosmes de sol plantés ou non et exposés à différentes doses d'imidaclopride. Ainsi Cycon et Piottrowska-Seget (2015a) ont évalué l'impact de l'imidaclopride appliqué à la dose agronomique et à dix fois cette dose (1 et 10 mg.kg^{-1}, respectivement) sur les activités microbiennes du sol. A la dose agronomique, l'imidaclopride diminue la respiration microbienne, le nombre total de bactéries, l'activité déshydrogénase, les activités phosphatases et uréase. Ces paramètres recouvrent les valeurs mesurées dans les microcosmes contrôle à la fin de l'expérimentation, mettant ainsi en évidence une résilience. A dix fois la dose agronomique, l'imidaclopride diminue les mêmes paramètres microbiens mais leur résilience n'est pas observée à la fin de l'expérimentation. Par ailleurs, la concentration en nitrate diminue dans les microcosmes exposés à la plus forte dose d'imidaclopride tandis que la concentration en ammonium augmente en accord avec l'observation de la forte sensibilité des bactéries nitrifiantes et fixatrice d'azote à cet insecticide. Dans un autre article, Cycon et Piottrowska-Seget (2015b) ont évalué, dans les mêmes conditions expérimentales, l'effet de l'imidaclopride sur la structure des communautés Archaea (AOA) et bactériennes (AOB) oxydant l'ammonium en utilisant la DGGE. Les auteurs rapportent qu'à la dose agronomique, l'imidaclopride n'affecte pas la diversité α des communautés bactériennes. A dix fois la dose agronomique, l'imidaclopride diminue la diversité α de la communauté AOA de manière durable et de manière transitoire celle de la communauté AOB. De plus, à la plus forte dose, il diminue la nitrification et augmente l'ammonification. Par ailleurs Zhang *et al*. (2017) dans une expérience de dilution-extinction de la communauté microbienne des sols ont étudié l'importance de la diversité de communauté microbienne sur le devenir et l'impact de l'imidaclopride dans un microcosme de sol planté avec *Brassica chinensis* L. Ils ont ainsi pu montrer que le niveau de diversité de la communauté microbienne ne jouait pas sur la quantité d'imidaclopride restant dans le sol (en moyenne 0,015 mg.g^{-1}) mais jouait sur la quantité d'insecticide exportée depuis le sol vers la plante (d'un facteur 4 entre le contrôle (environ 0,05 mg.g^{-1}) et la dilution 10^{6} (environ 0,2 mg.g^{-1})). Il est à noter que des OTUs affiliés à des populations microbiennes capables de dégrader l'imidaclopride ont été perdus dans les dilutions les plus élevées.

Une étude a été menée sur des souches microbiennes isolées du sol et exposées à l'imidaclopride sur des boîtes de Pétri. Ainsi, Ahemad et Khan (2011) ont étudié l'impact de l'imidaclopride (à 100, 200 et 300 µg.l^{-1}) sur *Klebsellia* sp. Strain PS19 une rhizobactérie solubilisant le phosphate et présentant des propriétés de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (PGPR). Dans ces conditions expérimentales peu représentatives d'une exposition *in situ*, ils ont toutefois montré que l'imidaclopride modifiait les fonctions de *Klebsellia* sp. Strain 19 responsables de l'effet de PGPR. Ils suggèrent donc en guise de conclusion que l'imidaclopride pourrait compromettre l'activité PGPR d'inoculant microbien utilisé pour diminuer la dépendance des cultures aux fertilisants d'origine chimique.

Thiaméthoxame

Ahemad et Khan (2011) ont étudié sur boîtes de Pétri (voir ci-dessus) l'impact du thiamethoxame (à 25, 50 et 75 µg.L^{-1}) sur *Klebsellia* sp. Strain PS19 une rhizobactérie solubilisant le phosphate et présentant des propriétés PGPR. Dans ces conditions expérimentales peu représentatives d'une exposition *in situ*, ils ont montré que le thiaméthoxame modifiait les fonctions de *Klebsellia* sp. Strain 19 responsables de l'effet PGPR. Comme pour l'imidaclopride, ils suggèrent que le thiamethoxame pourrait compromettre l'activité PGPR d'inoculant microbien utilisé pour diminuer la dépendance des cultures aux fertilisants d'origine chimique.

Par la suite, Yu *et al*. (2020) ont étudié l'impact du thiaméthoxame (appliqué à 0,02, 0,2 et 2 mg.kg^{-1}) sur la diversité taxonomique et métabolique de la communauté bactérienne des sols. Ils ont montré que le thiaméthoxame était dégradé en 112 jours à hauteur de 45, 37 et 35% dans les microcosmes traités à 0,02, 0,2 et 2 mg.kg^{-1}, respectivement. Le thiaméthoxame, pour les doses les plus importantes, modifiait la composition de la communauté bactérienne : l'abondance relative des Gemmatimonadetes et OD1 étaient diminuée par rapport au contrôle tandis l'abondance relative de Chloroflexi et Nitrospirae était augmentée. Par ailleurs la diversité catabolique de la communauté microbienne des sols traités avec la plus faible dose de thiaméthoxame était augmentée par rapport au contrôle tandis qu'aux plus fortes doses elle était diminuée. Filimon *et al*. (2015) ont mené une étude sur des microcosmes de sol incubés dans des conditions contrôlées (différents pH et humidités testés) exposés ou non au thiaméthoxame pour évaluer l'impact sur des activités enzymatiques microbiennes. Ils ont montré que celui-ci ne réduisait que très faiblement l'activité phosphatase tandis qu'il réduisait d'environ 60% le nombre de bactéries nitrifiantes.

Clothianidine

Li *et al*. (2018) ont mené une étude en plein champ pour évaluer l'impact du traitement des semences avec la clothianidine (clothianidin 60% SC, 240 g par 100 kg de graines) sur les communautés microbiennes de la rhizosphère de blé sur une période de neuf mois. L'analyse des communautés bactériennes et fongiques par le séquençage des amplicons 16S rRNA et ITS générés à partir de l'ADN extrait du sol a permis de visualiser l'évolution de leur diversité α et β au cours du développement de la plante, mais n'a pas permis de mettre en évidence leur modification par le traitement des semences avec la clothianidine. Par ailleurs, dans ces conditions, Li *et al*. (2018) n'ont pas observé d'effet de cet insecticide sur les agents de biocontrôle présents dans la rhizosphère de blé.

Acetaprimide

Dans leur étude, Zhang *et al*. (2017) ont étudié l'importance de la diversité de communauté microbienne sur le devenir et l'impact de l'acétaprimide dans un microcosme de sol planté avec *Brassica chinensis* L. Ils ont abouti aux mêmes conclusions avec cet insecticide qu'avec l'imidaclopride, qui indiquaient que la diversité de la communauté microbienne du sol ne jouait pas sur le devenir de l'insecticide dans le sol mais augmentait son transfert du sol vers la plante à la dilution la plus élevée.

Inhibiteurs des ATPases mitochondriales

Bien que le chlordécone contamine une grande partie des sols arables des Antilles françaises, l'impact écotoxicologique de cet insecticide sur les organismes vivants dans le sol, dont les microorganismes, reste peu

décrit, si on omet les études décrivant l'accumulation de ce composé dans les végétaux (Letondor *et al.*, 2015; Clostre *et al.*, 2017). A notre connaissance, l'évaluation de l'impact écotoxicologique du chlordécone sur les communautés microbiennes des sols a été réalisée dans seulement deux études. Mercier *et al*. (2013) ont étudié à l'aide d'empreintes t-RFLP la structure des communautés bactériennes de trois sols volcaniques (andosols, ferralsol et nitisol) prélevés à la Guadeloupe dans des bananeraies contaminées avec le chlordécone. Ils ont montré que les trois sols pouvaient clairement être distingués selon la structure de leurs communautés bactériennes sans toutefois identifier un lien de causalité explicite avec le niveau de contamination des sols par cet insecticide. Merlin *et al*. (2016) ont étudié l'impact du chlordécone ajouté à la dose agronomique ou à dix fois la dose agronomique sur la communauté bactérienne (structure et abondance) et sur les fonctions microbiennes (activité de biodégradation) dans deux sols métropolitains aux propriétés physicochimiques contrastées n'ayant jamais été exposés à cet insecticide. Ils ont observé que dans le sol limoneux l'exposition au chlordécone n'avait pas d'effet sur la structure, l'abondance et l'activité de la communauté microbienne. En revanche dans le sol sableux l'exposition au chlordécone modifiait l'abondance des groupes bactériens à Gram négatif et diminuait la minéralisation de l'acétate de sodium par comparaison à la modalité contrôle non exposée à cet insecticide. Merlin *et al*. (2016) ont suggéré que l'impact écotoxicologique observé dans le sol sableux était à mettre en relation avec la plus grande disponibilité du chlordécone observée dans la phase soluble du sol sableux que dans celle du sol limoneux. Cela suggère donc que si le chlordécone est biodisponible alors il peut être toxique pour certains microorganismes.

L'occurrence et l'impact écotoxicologique des produits de transformation du chlordécone ne sont pas décrits. Toutefois, Benoit *et al*. (2017) en utilisant l'outil TyPol ont pu catégoriser les produits de transformation du chlordécone et explorer leur impact environnemental. Ils ont ainsi suggéré que les produits de transformation mono-, di- et tri-hydrochlordecone, qui sont les plus fréquemment observés, avaient des propriétés physicochimiques semblables et, par conséquent, un comportement environnemental proche de celui du chlordécone.

En conclusion

Les insecticides pris en compte dans notre analyse semblent sans effets majeurs sur les communautés microbiennes hétérotrophes des sols. Des points de vigilance sont toutefois notés concernant une possible diminution de l'activité PGPR d'inoculants microbiens et une diminution des activités enzymatiques dans le sol. Une augmentation de la disponibilité des insecticides dans le sol accroit le risque d'effet de ces substances.

2.2.5. Quels sont les facteurs aggravants ?

De nombreux facteurs interagissent avec les PPP pour moduler leur impact sur les communautés microbiennes hétérotrophes du sol et les fonctions écologiques qu'elles supportent. Les facteurs les plus étudiés sont le type et les propriétés physicochimiques des sols et l'apport de matières organiques exogènes (composts, biochars, le climat, la couverture végétale du sol et la nature des systèmes de culture…). Peu d'études concernent l'application de PPP en mélanges, qu'elle soit simultanée ou séquentielle, comme par exemple l'étude de White *et al*. (2010) citée plus haut.

D'une façon générale, ces facteurs environnementaux et agronomiques vont modifier la persistance et la disponibilité des PPP, apporter des éléments nutritifs pour les microorganismes et les plantes et vont donc, par voie de conséquence, moduler l'effet toxique éventuel de ces composés. Ces facteurs sont en interaction complexe entre eux, ce qui rend d'autant plus difficile l'identification de la part des effets directs des PPP (de nombreux articles dont Beulke *et al*. (2001) ; Das *et al*. (2015)). Ainsi l'apport de composts va augmenter la rétention des PPP dans le sol, tout en apportant des éléments nutritifs (C, N, P), ce qui stimule la croissance des microorganismes et limite les impacts des PPP.

Des approches de type PICT permettent de mettre en évidence l'effet d'historique de traitements avec des PPP (apports répétés) par rapport à des sols non traités (par exemple Seghers *et al*. (2003)).

3. Hétérotrophes microbiens dans les milieux aquatiques continentaux et marins

3.1. Généralités : impact des PPP sur les hétérotrophes microbiens aquatiques

La requête appliquée sur Web of Science ciblant l'impact des PPP sur la biodiversité et les fonctions écologiques des communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques était composée de quatre sous-requêtes ayant des syntaxes spécifiques pour i) les différents types de PPP, ii) le modèle d'étude hétérotrophe microbien, iii) le milieu aquatique globalement et iv) milieu marin. La combinaison de ces quatre sous-requêtes, sur le titre, les mots clefs et le résumé des références bibliographiques a permis de recenser 517 études spécifiques sur l'effet des PPP sur les microorganismes hétérotrophes aquatiques sur la période 2000 à 2021. Après un premier tri effectué par les experts, 147 références, sur les 517 initiales, ont été retenues dans le périmètre de l'expertise, 268 références étaient hors périmètre et 102 références concernent d'autres groupes de travail comme le GT3 (microorganismes phototrophes) ou le GT 2 (transferts des PPP). Après analyse détaillée du corpus bibliographique, ce travail de synthèse a été élaboré sur un total de 85 références incluant des articles originaux, articles de revue et chapitres d'ouvrages.

La plupart des études portant sur l'évaluation de l'impact par les PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes ont concerné les milieux aquatiques continentaux (71/85). Un faible nombre concernait le milieu marin et/ou les eaux saumâtres (14/85). Au sein des milieux aquatiques continentaux, la réponse des communautés microbiennes des écosystèmes lotiques (rivières et ruisseaux ; 41/85) aux PPP a été plus documentée que celles des écosystèmes lacustres (9/85). Plus ponctuellement, des études sur les communautés microbiennes des mares (3/85), des réservoirs (3/85), des canaux de drainage agricole (3/85) ou d'autres (12/85) ont été menées. En milieu marin, les études d'évaluation d'impact des PPP ont été réalisées sur des communautés d'eaux saumâtres (zone estuarienne ; ex. lagunes, mares) (11/85) ou d'eaux côtières (3/85). Aucune référence portant sur les communautés microbiennes hétérotrophes en mer ouverte ou dans l'océan n'a été retrouvée. Il est probable que la dilution importante des PPP dans les mers et océans explique le faible nombre d'études d'impact dans ce type d'écosystèmes aquatiques.

3.2. Quels sont les impacts des PPP sur les fonctions écologiques et la biodiversité des communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques

3.2.1. Quelles sont les fonctions écologiques impactées par les PPP, lesquels, et comment ?

Après analyse du corpus bibliographique portant sur les milieux aquatiques continentaux et marins, il apparait qu'environ un article sur deux concerne l'évaluation de l'impact des PPP sur une ou plusieurs fonctions écologiques réalisées par les communautés microbiennes hétérotrophes. Les fonctions écologiques les plus étudiées sont la régulation des échanges gazeux (avec l'atmosphère), la régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes (activité de décomposition de la matière organique), la production de matière organique et enfin d'autres fonctions comme la dispersion des propagules.

Effet sur la régulation des échanges gazeux

L'impact des PPP sur les échanges gazeux entre les communautés microbiennes et l'atmosphère a été étudié au travers de deux processus métaboliques majeurs : la respiration et la dénitrification. En considérant toutes les molécule PPP dans leur ensemble, les processus de respiration et de dénitrification s'avèrent peu sensibles aux PPP, avec autant de travaux montrant des réponses négatives (diminution de l'activité de respiration en présence des PPP) que des réponses neutres. Un très faible nombre d'études ont montré des réponses positives

(augmentation de l'activité de respiration en présence des PPP). Malgré la faible sensibilité de ces deux processus aux PPP, une description des effets les plus marquants est détaillée ci-dessous en fonction du mode d'action des PPP.

Inhibiteurs de la respiration et de l'acétylcholinestérase

Des effets négatifs ont été observés sur la respiration des communautés bactériennes issues de sédiments d'un réservoir en Chine (Three Gorges Reservoir) ainsi que d'une rivière et d'une zone estuarienne à l'est de l'Angleterre après exposition au fongicide chlorothalonil (5-25 mg/kg ; Su *et al*. (2019) ; Chen *et al*. (2019)) et à l'insecticide propétamphos (0,1-1 000 mg/kg ; Garcia-Ortega *et al*. (2011)), respectivement. Les mêmes communautés bactériennes des sédiments du Three Gorges Reservoir ont vu diminuer leur production de N_2 après contamination au chlorothalonil (Chen *et al.*, 2019; Su *et al.*, 2019). Néanmoins, ces deux dernières études montrent que les activités enzymatiques impliquées dans le métabolisme de dénitrification (ex. NAR, NIR, NOR…) sont plus sensibles au chlorothalonil que les mesures de transcription de gènes qui codent pour ces mêmes enzymes (ex. narG, nirK/S…). Un gap existerait donc entre les mesures d'activité de dénitrification potentielle et réelle.

Inhibiteurs de biosynthèse de stérols

Des effets négatifs du fongicide tébuconazole (20 µg/L) sont constatés sur la respiration bactérienne du périphyton. Ils s'avèrent plus importants quand les communautés ne présentent pas d'historique de contamination aux PPP en comparaison à celles exposées chroniquement aux PPP (Artigas *et al.*, 2014).

Inhibiteurs de biosynthèse d'acides aminés

Dans certaines conditions expérimentales, le glyphosate peut exercer un effet stimulateur sur la respiration des communautés microbiennes aquatiques du sédiment d'un canal de drainage (au-delà de 72 mg/L) (Mbanaso *et al.*, 2014), ou neutre dans un biofilm de rivière (120 mg/L) (Artigas *et al.*, 2020).

Perturbateurs de croissance

Garcia-Cruz *et al*. (2010) montrent que l'accumulation de métabolites de transformation de l'herbicide 2,4-D (4-chlorophenol, 2-chlorophenol et phénol) à de fortes concentrations (de l'ordre du mg/L) peuvent inhiber le mécanisme de transfert d'électrons et le processus de respiration dans un biofilm dominé par bactéries réductrices du soufre.

Inhibiteurs multisites

Le cuivre (45-55 mg/kg) a des effets négatifs transitoires sur la fonction de dénitrification observée dans les sédiments de rivière après trois semaines d'exposition. L'exposition combinée de ces communautés au cuivre et à l'arsenic aurait des effets synergiques sur le processus de dénitrification en empêchant la résilience de cette fonction après trois semaines d'exposition (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018).

Souvent, les études mesurant l'effet cocktail de PPP sur la respiration microbienne, en conditions contrôlées de laboratoire et/ou en comparant un gradient de pollution sur le terrain, montrent des réponses neutres (Widenfalk *et al.*, 2004 ; Pesce *et al.*, 2008). D'autres PPP de différents modes d'action que ceux cités précédemment (ex. imidaclopride ou diuron), n'engendrent pas d'effet sur la respiration du périphyton (Pesce *et al.*, 2006) ou des communautés microbiennes associés aux litières végétales en décomposition dans les cours d'eau (Kreutzweiser *et al.*, 2007).

Effet sur la régulation des cycles de nutriments

Les études d'impact des PPP sont essentiellement portées sur le processus de décomposition microbienne de la matière organique (MO) particulaire et dissoute dans les écosystèmes aquatiques, surtout dans les écosystèmes lotiques (Figure 7-3). Deux descripteurs ont principalement permis de caractériser la réponse des hétérotrophes microbiens concernant la décomposition de la matière organique : la perte de masse des litières végétales et la

mesure d'activités enzymatiques extracellulaires impliquées dans la décomposition de la MO dissoute. L'impact des PPP sur la capacité des communautés microbiennes hétérotrophes à métaboliser différents substrats carbonés (estimation de la diversité métabolique) a aussi été testé mais dans une moindre mesure.

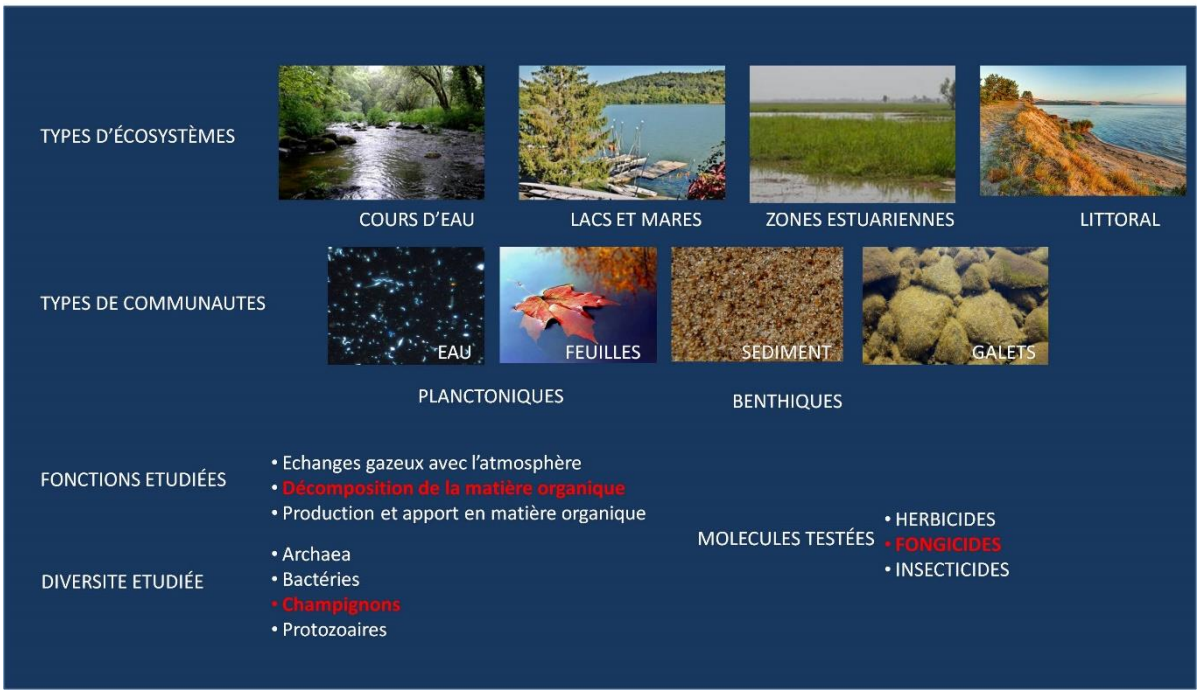


Figure 7-3. Vision synthétique des études concernant l'impact des PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes dans les écosystèmes aquatiques.
La fonction et le groupe microbien le plus impactés et le groupe de PPP le plus impactant sont indiqués en rouge.

En considérant dans l'ensemble des références recensées toutes les molécules de PPP testées dans des approches expérimentales, le processus microbien de décomposition de la matière organique est le plus sensible à nombre de substances (Figure 7-3). L'ensemble des expérimentations montre ainsi 2/3 de réponses significatives aux PPP et seulement 1/3 de réponses neutres. Les effets négatifs sur la décomposition des litières sont majoritairement constatés lors de l'application de fongicides (Artigas *et al.*, 2012 ; Fernandez *et al.*, 2015; Gardestrom *et al.*, 2016 ; Dawoud *et al.*, 2017 ; Feckler *et al.*, 2018 ; Rossi *et al.*, 2018) qui auraient un effet négatif sur les communautés d'hyphomycètes aquatiques, les principaux acteurs microbiens de ce processus dans les cours d'eau. A l'opposé, l'impact des herbicides sur les activités enzymatiques microbiennes est souvent positif, ce qui peut suggérer une interaction d'ordre trophique entre le compartiment phototrophe et hétérotrophe (par exemple utilisation par les bactéries de certains exsudats algaux issus du processus de photosynthèse), ou bien entre les deux compartiments hétérotrophes (utilisation par les bactéries de molécules organiques primo-dégradés par les champignons) (Ricart *et al.*, 2009 ; Rossi *et al.*, 2018), respectivement). Enfin, l'exposition aux fongicides et/ou herbicides peut engendrer des modifications de la diversité métabolique des communautés microbiennes (Sura *et al.*, 2012 ; Pringault *et al.*, 2016; Kumar *et al.*, 2020). Les effets les plus marquants des PPP selon leur mode d'action sont présentés ci-dessous.

Inhibiteurs de la biosynthèse de stérols

Les études d'impact du fongicide tébuconazole sur la décomposition des litières végétales sont nombreuses dans la littérature. Il a été constaté que ce fongicide peut avoir des effets neutres sur la décomposition des feuilles (Dimitrov *et al.*, 2014 ; Donnadieu *et al.*, 2016) ou négatifs (Artigas *et al.*, 2012 ; Rossi *et al.*, 2018) pour des contaminations de l'ordre du µg/L. Par contre, aucun effet positif du tébuconazole n'a été recensé sur ce processus. L'effet du tébuconazole peut varier selon l'essence de feuille testée (Artigas *et al.*, 2012), les concentrations en nutriments dissous dans l'eau (Rossi *et al.*, 2018), le type de communauté microbienne et/ou d'écosystème analysé

(Dimitrov *et al.*, 2014 ; Donnadieu *et al.*, 2016; Pesce *et al.*, 2016). Au-delà de ces études, Rossi *et al*. (2018) montrent un effet négatif et antagoniste entre le fongicide tébuconazole et l'herbicide S-métolachlore (15 µg/L pour chaque molécule) sur la décomposition des feuilles d'aulne. Cet effet est observable uniquement en conditions riches en nutriments dissous. L'effet de ce fongicide sur les activités enzymatiques extracellulaires des microorganismes hétérotrophes est également un des plus étudiés (Artigas *et al.*, 2012 ; Donnadieu *et al.*, 2016 ; Artigas *et al.*, 2017; Rossi *et al.*, 2018). Si le fongicide a souvent un effet négatif sur les activités enzymatiques cellulolytiques de ces communautés (par exemple à 33 µg/L sur la β-glucosidase, β-xylosidase ou cellobiohydrolase ; Artigas *et al*. (2012)), il peut aussi stimuler leur activité ligninolytique (par exemple à 15 µg/L pour les activités phénol oxidase et laccase, Rossi *et al*. (2018) ; Artigas *et al*. (2017)). L'augmentation de ces activités ligninolytiques pourrait faire partie des mécanismes de détoxification employés par les microorganismes pour faire face aux PPP (Artigas *et al.*, 2017 ; Rossi *et al.*, 2018).

Inhibiteurs de la respiration mitochondriale

Deux études en microcosmes montrent que l'azoxystrobine, à 250 et 2 500 µg/L, a un effet négatif sur les taux de décomposition des litières végétales (Gardestrom *et al.*, 2016 ; Dawoud *et al.*, 2017). Les effets négatifs de ce fongicide seraient plus importants dans les communautés microbiennes de cours d'eau faiblement impactés par l'agriculture (notion d'historique d'exposition aux PPP ; Gardestrom *et al*. (2016)) et exacerbés en présence de macrofaune (Dawoud *et al.*, 2017).

Inhibiteurs de biosynthèse d'acides aminés

L'impact de l'herbicide Bispyribac sodium, utilisé pour éliminer les adventices dans les rizières, a été testé sur les enzymes et la biomasse microbiennes des sols de rizière en Inde (Kumar *et al.*, 2020). Les résultats montrent une diminution rapide des activités phosphatase alcaline, déshydrogénase et uréase, ainsi qu'un déclin de la biomasse microbienne dans les sols traités à la dose agronomique recommandée (35 et 70 g/ha). L'herbicide glyphosate n'a pas d'effet sur la décomposition de feuilles de *Phragmites australis* dominant les zones humides malgré une légère baisse de biomasse fongique dans la condition avec l'herbicide épandu directement sur les feuilles (Kennedy *et al.*, 2012). L'analyse du métatranscriptome du plancton du Lac Taihu en Chine exposé à l'herbicide glyphosate (2,5 mg/L) montre un impact négatif sur les gènes codant pour les enzymes impliqués dans le métabolisme des terpènes et polycétides et un impact transitoire sur les gènes codant pour les enzymes impliqués dans le métabolisme des carbohydrates (Lu *et al.*, 2020).

Inhibiteurs multisites

L'exposition à des mélanges de métaux (Cu et Zn, 20 et 100 µM) ou à la concentration de Cuivre la plus élevée (100 µM soit environ 6, 35 mg/L) réduit considérablement les taux de décomposition des feuilles, mais pas la biomasse fongique (Duarte *et al.*, 2008). Par contre, dans cette même étude, on observe une forte inhibition de la biomasse bactérienne sur les feuilles après exposition aux métaux. Les activités β-glucosidase et peptidase des communautés microbiennes des biofilms de rivière s'avèrent sensibles au cuivre (15 µg/L), tandis que l'activité phosphatase reste inchangée (Pesce *et al.*, 2018). Ces différences de sensibilité dépendent de l'historique de pré-exposition des communautés au métal ainsi qu'a des variations de température dans l'eau (Pesce *et al.*, 2018). Le cuivre (40 mg/kg) exerce un impact négatif très fort sur les activités de décomposition microbienne de la MO dissoute et particulaire dans les sédiments (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018 ; Pesce *et al.*, 2020). Dans ces deux études, l'arsenic seul (40 mg/kg) n'a pas d'impact sur ces mêmes fonctions microbiennes mais certains effets observés en présence de cuivre (et notamment la décomposition de MO particulaire) sont plus marqués lorsque ces deux métaux sont combinés.

D'autres PPP présentant des modes d'action différents de ceux cités précédemment (ex. imidaclopride) n'engendrent pas d'effet sur la décomposition microbienne des litières végétales (Kreutzweiser *et al.*, 2007 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008).

L'effet des cocktails de PPP contenant des molécules comme le tébuconazole, le clotrimazole, la terbinafine, l'azoxystrobine, le carbendazime le cyprodinil ou le quinoxyfen (entre autres) est variable, avec des résultats

contradictoires selon les études. Certaines études montrent en effet un effet « mélange » qui augmente l'impact (Rasmussen *et al.*, 2012; Fernandez *et al.*, 2015 ; Feckler *et al.*, 2018) et d'autres un effet neutre (Zubrod *et al.*, 2017; Pimentao *et al.*, 2020) sur la décomposition microbienne de la MO à des concentrations relativement faibles, de l'ordre du µg/L. L'étude de Elksus *et al*. (2016) montrent que l'effet de deux mélanges de fongicides (azoxystrobin + propiconazole et boscalid + pyraclostrobine) sur la respiration des communautés microbiennes associées aux feuilles en décomposition est significatif sur les feuilles préalablement colonisées par les champignons et bactéries, et neutre sur les feuilles non préalablement colonisées.

L'étude de terrain de Brosed *et al.* (2016) montre que ni l'activité de décomposition microbienne, ni la biomasse de champignons sur les litières en décomposition ne semblent être impactées par le gradient de contamination aux PPP variant de 0 à 31 µg/L (somme des molécules PPP quantifiés dans l'eau). Néanmoins, la sensibilité de la macrofaune à ce même gradient de contamination semble très importante. Zubrod *et al*. (2017) montrent aussi l'absence d'effet d'un mélange de cinq molécules fongicides (concentration finale du mélange, 20 µg/L) sur la décomposition microbienne des litières végétales, malgré la forte diminution de la biomasse fongique (≤ 71%) sur les feuilles après 28 jours d'exposition. A la différence de ces études, Fernandez *et al*. (2015) montrent une relation forte entre le gradient de toxicité aux fongicides et la baisse de décomposition microbienne des litières dans 17 cours d'eau en Allemagne. Rasmussen *et al*. (2012) montrent aussi une diminution de la décomposition de la MO due aux PPP utilisés en agriculture dans les bassins versant agricoles par rapport à ceux situés en zone forestière. Ces mêmes auteurs concluent que l'impact négatif des PPP peut s'opposer à l'effet positif des nutriments, issus des engrais utilisés en agriculture, sur le processus de décomposition de la MO.

Depuis les années 2000, cinq études se sont intéressées à l'évaluation de l'impact des PPP sur la diversité métabolique des communautés bactériennes (approche Biolog® ECOPLATE) dans différents environnements aquatiques continentaux et marins : rivière (Foley *et al.*, 2008), zones humides (Sura *et al.*, 2012 ; Lv *et al.*, 2017) rizière (Kumar *et al.*, 2020), baie et lagune côtière (Pringault *et al.*, 2016). En rizière, l'herbicide Bispyribac sodium (inhibiteur de la synthèse des aminoacides), utilisé à 35-70 g/ha, diminue la diversité métabolique des communautés microbiennes (Kumar *et al.*, 2020). Par ailleurs, des cocktails d'herbicides (2,4-D, MCPA, dicamba, clopyralid, dichlorprop, mécoprop, bromoxynil, glyphosate) et (diuron, di-isopropyl-atrazine(DIA), 3,4-dichlorophenylurée (DCPU), alachlore et linuron) modifient respectivement nettement la diversité métabolique des communautés des biofilms en zones humides (Sura *et al.*, 2012) ou celles des communautés planctoniques dans une baie et un lagon en Tunisie (Pringault *et al.*, 2016). Seul l'herbicide acétochlore (inhibiteur de la synthèse des acides gras) augmenterait la diversité métabolique des communautés microbiennes issus de cours d'eau aux USA à partir de 5 µg/L (Foley *et al.*, 2008). Enfin, les fongicides imazalil et tébuconazole (inhibiteurs de la biosynthèse des stérols, 1 application à 10 et 100 µg/L) n'ont pas d'effet sur la diversité métabolique des communautés bactériennes des sédiments dans une zone humide construite au Danemark (Lv *et al.*, 2017).

Effet sur la production de matière organique et la dispersion de propagules

Un faible nombre d'études s'est intéressé à l'effet des PPP sur la production bactérienne ou sur la dispersion de spores fongiques des communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques (< 1/4 des références analysées). Dans la littérature, la production bactérienne est analysée au moyen de deux techniques radio-isotopiques différentes permettant d'estimer l'effet des PPP sur la production de protéines (^{3}H-leucine) et la prolifération cellulaire (^{14}C-thymidine). La production de spores fongiques (notamment celles du groupe des hyphomycètes aquatiques) est analysée par comptage et identification taxonomique des spores sous le microscope optique.

L'analyse bibliographique montre que les PPP ont un faible impact sur la production bactérienne avec une large majorité de réponses de type neutres ou transitoire. Néanmoins, la sporulation des hyphomycètes s'avère être sensible à l'exposition aux PPP avec plus de la moitié de travaux publiés montrant une réponse négative à ces substances. L'effet des herbicides seuls (Duarte *et al.*, 2008; Pesce *et al.*, 2009) ou en mélange (Widenfalk *et al.*, 2008 ; Sura *et al.*, 2012 ; Pringault *et al.*, 2016) ainsi que les fongicides seuls (Artigas *et al.*, 2014) ou en mélange (Milenkovski *et al.*, 2010) a été testé sur la production bactérienne de communautés périphytiques, planctoniques et des sédiments. Pour la fonction de sporulation, seul l'impact des fongicides a été testé sur les communautés

d'hyphomycètes colonisant les litières végétales en décomposition (*e.g.* Dimitrov *et al.* (2014) ; Zubrod *et al.* (2011) ; Pimentao *et al.* (2020)). Une description des effets les plus marquants des PPP sur la production bactérienne et la sporulation fongique est fournie ci-dessous :

Inhibiteurs de biosynthèse de stérols et de la respiration

Le fongicide tébuconazole (20 µg/L) a un effet négatif, mais transitoire, sur la production bactérienne des communautés microbiennes planctoniques de deux lacs français avec un degré de pollution différent (Artigas *et al.*, 2014). Les communautés du lac moins pollué (Lac d'Aiguebelette) sont plus sensibles au tébuconazole que celles du lac le plus contaminé (Lac Léman) suggérant une certaine adaptation des communautés à la contamination par les PPP. L'effet du fongicide captane (mode d'action multiple, < 15 µg/L) s'avère négatif, mais transitoire, sur la production bactérienne des communautés des sédiments du Lac Erken en Suède (Widenfalk *et al.*, 2004).

L'application répétée d'azoxystrobine (3 applications de 260 et 2 600 µg/L) en microcosmes fait diminuer le taux de sporulation des hyphomycètes sur des feuilles en décomposition, et cet effet est plus marqué sur les communautés n'ayant jamais été exposées aux PPP (Gardestrom *et al.*, 2016). A l'exception des travaux de Dawoud *et al.* (2017) et de Donnadieu *et al.* (2016), l'impact du tébuconazole est négatif sur la sporulation des communautés d'hyphomycètes sur les feuilles en décomposition (Zubrod *et al.*, 2011 ; Dimitrov *et al.*, 2014 ; Pimentao *et al.*, 2020) ainsi que celui du clotrimazole (Pimentao *et al.*, 2020). Au contraire, le fongicide terbinafine n'aurait pas d'effets sur la sporulation des hyphomycètes (Pimentao *et al.*, 2020). L'étude de Dimitrov *et al.* (2014) montre que le tébuconazole (238 µg/L) diminuerait spécifiquement l'abondance d'espèces d'hyphomycètes en conséquence d'une baisse du taux de sporulation, notamment celui de l'espèce *Anguillospora longissima*. Enfin, Dawoud *et al.* (Dawoud *et al.*, 2017) observent un effet positif du tébuconazole (2 600 µg/L) sur la sporulation des hyphomycètes, effet qui devient neutre quand les communautés sont contaminées à la fois avec du tébuconazole et l'insecticide lindane (à hauteur de 2 600 et 5 µg/L, respectivement).

Inhibiteurs du photosysthème II et de la biosynthèse d'acides aminés

Le diuron n'a pas d'effets sur la production bactérienne du périphyton de rivière (Pesce *et al.*, 2006) tandis que l'isoproturon semble avoir des effets négatifs à des concentrations environnementales (5,3 µg/kg) retrouvées dans les sédiments lacustres (Widenfalk *et al.*, 2004). L'herbicide glyphosate à faible dose (10 µg/L) ne montre pas d'effet sur la production bactérienne du périphyton en rivière, et cette réponse est constante entre les saisons (Pesce *et al.*, 2009).

Substances neurotoxiques

Les insecticides deltaméthrine et primicarb (< 15 µg/L) montrent des effet négatifs mais transitoires sur la production bactérienne des communautés des sédiments du Lac Erken en Suède (Widenfalk *et al.*, 2004).

Des travaux concernant l'effet des cocktails de PPP sur la production bactérienne en microcosmes de laboratoire ne montrent pas d'effet après exposition à un cocktail de fongicides (Milenkovski *et al.*, 2010), d'herbicides (Sura *et al.*, 2015; Pringault *et al.*, 2016), ou même en cocktail mélangeant des herbicides, fongicides et insecticides (Widenfalk *et al.*, 2008). Deux études de terrain montrent que l'effet cocktail des PPP n'affecte que très faiblement la production bactérienne dans les rivières (Pesce *et al.*, 2008) ou les zones humides (Sura *et al.*, 2012) contaminés. L'étude de Sura *et al.* (2015) montre l'absence d'effets après 28 jours d'exposition au mélange d'herbicides (2,4-D, MCPA, dicamba, clopyralid, bromoxynil, mecoprop, dichlorprop, et glyphosate) sur la productivité bactérienne des communautés planctoniques et benthiques de zones humides au Canada.

Par ailleurs, la sporulation des hyphomycètes n'est pas impactée par le gradient de contamination aux PPP (0-31 µg/L) observée dans les cours d'eau du sud-ouest de la France (Brosed *et al.*, 2016) ni par le mélange du fongicide imazilil et l'insecticide diazinon (Flores *et al.*, 2014).

Inhibiteurs multisites

L'exposition à des mélanges de métaux (Cu plus Zn, 20 et 100 µM) ou à la concentration de Cuivre la plus élevée (100 µM soit environ 6, 35 mg/L) a considérablement réduit les taux de sporulation des hyphomycètes aquatiques colonisant des feuilles en décomposition. D'autres études sur le même processus, ne montrent pas d'effet de trois niveaux de contamination au Cuivre (5, 25, 75 µg/L) sur la biomasse et/ou sporulation fongique colonisant des litières d'aulne en décomposition (Roussel *et al.*, 2008). Une explication des différents effets du Cu sur l'activité de décomposition des champignons aquatiques est la durée d'exposition et/ou les adaptations mises en place par ces derniers pour faire face aux métaux lourds (p. ex. en synthétisant des composés riches en soufre et des peptides dérivés du glutathion (phytochélatine) capables de piéger les métaux (Sridhar *et al.*, 2001).

La mélange Cu et de Zn a des effets antagonistes sur la sporulation des hyphomycètes aquatiques à des temps d'exposition relativement longs (par exemple 40 jours ; Duarte *et al.* (2008).

3.2.2. Quels sont les impacts des PPP sur la biodiversité des hétérotrophes microbiens aquatiques ?

Environ 2/3 des articles concernant les communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques se sont intéressés à évaluer l'impact des PPP sur la biodiversité microbienne. Celui-ci a été nettement plus étudié en milieux aquatiques continentaux qu'en milieu marin, et c'est le compartiment bactérien qui reste le plus exploré par rapport aux champignons et aux protozoaires. En général, les études citées précédemment qui explorent les effets des PPP sur les fonctions écologiques microbiennes, abordent aussi les effets des PPP sur la biodiversité microbienne. Une nette majorité des études sont menées en microcosmes de laboratoire sur des communautés microbiennes issues de ruisseaux > rivières > lacs, et les PPP les plus testés sont les fongicides, suivis par les herbicides et de façon plus anecdotique les insecticides.

Effets des PPP sur la diversité bactérienne

L'effet des PPP a été étudié sur la diversité des communautés bactériennes aquatiques (indice de diversité de Shannon, richesse spécifique) ainsi que par l'étude des changements sur la structure de ces communautés à partir des observations sur les changements d'abondance relative des espèces bactériennes.

L'impact des PPP est plus important sur les abondances relatives de certaines espèces bactériennes, que sur les indices de diversité mesurés sur l'ensemble de la communauté (Shannon ou richesse spécifique). La revue bibliographique de Staley *et al*. (2015) révèle que l'effet des PPP varie en fonction de l'espèce bactérienne ciblée, le type et la concentration de la molécule de PPP testée. Par exemple, l'impact des PPP (toute substances confondues) sur l'abondance relative d'espèces bactériennes est souvent négative pour les espèces sensibles, avec quelques réponses neutres observées, et positif sur les espèces tolérantes. Ces résultats contrastent avec ceux observés pour les études d'impact des PPP sur les indices de diversité des communautés bactériennes aquatiques (Magbanua *et al.*, 2013 ; Dimitrov *et al.*, 2014 ; Elsayed *et al.*, 2015; Lu *et al.*, 2020) : i) moins de la moitié des études montre un effet significatif sur l'indice de Shannon, ii) aucune des molécules fongicides (tébuconazole, azoxystrobine, pyraclostrobine) ou herbicides (glyphosate, S-métolachlore) testées n'a modifié la richesse spécifique. On peut donc conclure que l'exposition aux PPP n'engendre pas un impact sur la richesse d'espèces bactériennes mais sur l'abondance relative de certains taxons au sein des communautés. Quelques exemples d'effet des PPP sur l'abondance relative des espèces bactériennes sont décrits ci-dessous.

L'impact de l'herbicide glyphosate (inhibiteur de la biosynthèse d'acides aminés), à des concentrations très élevées, a été montré sur des biofilms de valves du mollusque aquatique *Limnoperna fortunei* (20 mg/L, Vargas *et al*. (2019), un consortium issu d'un biofilm extrait d'un ruisseau (100 mg/L, Artigas *et al*. (2020) et des communautés bactériennes planctoniques prélevées dans les eaux saumâtres en mer Baltique (< 50 mg/L, Janssen *et al*. (2019). Les trois études rapportent l'effet positif du glyphosate sur l'abondance relative des gamma- et alpha-proteobactéries, et un effet négatif sur l'abondance des bêta-proteobactéries, bacteroidetes et actinobactéries.

L'herbicide diuron (inhibiteur de la photosynthèse) n'exerce pas d'effets significatifs sur les communautés bactériennes planctoniques d'un lagon dans la Grande Barrière de Corail à des faibles concentrations (8 µg/L) et ceci peut être expliqué par un mécanisme d'acquisition de tolérance au diuron (Angly *et al.*, 2016).

L'impact du fongicide chlorothalonil (mode d'action multisite) sur les communautés bactériennes du sédiment du Three Gorges Reservoir en Chine (5-25 mg/kg, Su *et al*. (2019)) se traduit par un déclin de l'abondance relative de genres impliqués dans le processus de dénitrification (*Pseudomonas, Thauera, Pedomicrobium et Streptomyces*). Enfin, deux études *in situ* montrent que l'impact du gradient de contamination aux PPP peut engendrer une sélection d'espèces tolérantes qui pourraient aussi être capables de dégrader ces substances et les utiliser en tant que sources de carbone et/ou nutriments (Ben Salem *et al.*, 2016; Huntscha *et al.*, 2018). L'étude de Lew *et al*. (2013) montre que les communautés microbiennes exposées chroniquement au DDT peuvent s'adapter, en termes de densité, à l'insecticide. Cette adaptation s'explique par des changements de l'abondance relative, mais pas de la richesse des espèces bactériennes.

L'étude des effets individuels et combinés de deux herbicides (atrazine, glyphosate) et de trois insecticides (malathion, carbaryl, perméthrine) sur les communautés bactériennes et d'archaea sur des feuilles de chêne en décomposition en mésocosmes a fait apparaitre des résultats non homogènes (Muturi *et al.*, 2017). L'exposition individuelle aux trois insecticides diminue la diversité et la richesse des communautés microbiennes tandis que la structure de ces communautés n'est pas impactée par deux de ces substances (carbaryl et perméthrine). A l'inverse, l'effet des herbicides s'avère neutre vis-à-vis de la diversité ou la structure de ces communautés microbiennes.

L'exposition au cuivre seul et en mélange avec l'arsenic (45-55 mg/kg) montre un changement drastique de la structure des communautés bactériennes des sédiments de rivière dès 7 jours d'exposition (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018). Ce changement s'accompagne d'une baisse significative de la diversité bactérienne (nombre d'OTU et indice de Shannon) dès les première heurs d'exposition (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Ces effets sur la structure et la diversité perdurant jusqu'à la fin de l'expérience (21 jours) et s'accompagnent d'une augmentation de la tolérance au cuivre (approche PICT), suggérant qu'ils sont en faveur des espèces bactériennes les plus tolérantes à cette substance (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Le cuivre modifie aussi profondément la structure des communautés bactériennes du périphyton (Tlili *et al.*, 2010). L'étude de Carley *et al*. (2020) montre aussi un effet significatif des nanoparticules de Cuivre ($Cu(OH)_2$; 13 µg/L) sur la diversité des communautés bactériennes du sédiment provenant d'une zone humide. Un double traitement nanoparticules de cuivre et nutriments montre que ces deux facteurs ont un effet similaire sur la composition des communautés bactériennes (3-7% de modifications sur la composition des communautés bactériennes).

Effets des PPP sur la diversité fongique

La réponse de la diversité fongique aux PPP est différente de celle observée pour les communautés bactériennes. Souvent les indices de diversité (Shannon et richesse spécifique) et la structure des communautés sont très sensibles à l'exposition aux PPP. L'impact des PPP (toute substances confondues) est généralement significatif et négatif sur l'indice de Shannon, l'indice de richesse et la structure des communautés fongiques.

L'étude de Pimentao *et al*. (2020) montre un impact négatif à faible dose (µg/L) des fongicides tébuconazole, clotrimazole et terbinafine sur l'équitabilité et la richesse d'espèces d'hyphomycètes aquatiques colonisant les litières végétales en décomposition. Spécifiquement, les spores de *Lemonniera aquatica* et *Anguillospora longissima* ne sont plus détectés sur les feuilles en décomposition d'aulne soumises à 50 et 500 µg/L de tébuconazole (Staley *et al.*, 2015). Le fongicide azoxystrobine (Gardestrom *et al.*, 2016) ou le mélange de fongicides (azoxystrobine, carbendazime, cyprodinil, quinoxyfen, tebuconazole ; Feckler *et al*. (2018) auraient aussi un effet de diminution de la richesse d'hyphomycètes sur les feuilles en décomposition. Plus particulièrement, ce mélange de fongicides éliminerait des espèces comme *Alatospora acuminata, Articulospora tetracladia, Clavatospora longibrachiata, Lemonniera filiformis*, et *Tricladium attenuatum* et favoriserait la dominance de *Flagellospora curvula* sur les feuilles en décomposition (Feckler *et al.*, 2018). Néanmoins, l'effet du tébuconazole sur la structure des communautés

fongiques colonisant les feuilles en décomposition est atténué quand l'ensemble de communautés fongiques, et non seulement les hyphomycètes, est pris en compte (Dimitrov *et al.*, 2014 ; Rossi *et al.*, 2018). Certaines espèces d'hyphomycètes aquatiques sont très sensibles au cuivre (Guimaraes-Soares *et al.*, 2007). Une étude récente montre un effet significatif des nanoparticules de Cuivre ($Cu(OH)_2$; 13 µg/L) sur la diversité des communautés fongiques du sédiment d'une zone humide (Carley *et al.*, 2020). Le cuivre s'avère plus toxique pour les bactéries que pour les champignons aquatiques. Des mécanismes d'adaptation (ex. protéines chélatantes) permettent aux champignons, dans une certaine mesure, de faire face à ce type de contamination. Les communautés fongiques des feuilles en décomposition, exposées chroniquement à l'herbicide nicosulfuron, adaptent leur structure à la présence de cet herbicide et sont suspectées de sa biotransformation (Carles *et al.*, 2017) ; ce processus d'adaptation serait plus rapide pour les communautés fongiques issues de milieux contaminés aux PPP.

Fernandez *et al*. (2015) observent une réduction du nombre d'espèces d'hyphomycètes aquatiques colonisant les feuilles en décomposition dans une étude de terrain sur 17 cours d'eau dans une zone viticole à l'ouest de l'Allemagne. En effet, la réduction de taxons fongiques tels que *Alatospora acuminata*, *Clavariopsis aquatica* ou *Flagellospora curvula* est observé dans les cours d'eau zones contaminés par le fongicide tébuconazole. Le travail de synthèse de Ittner *et al*. (2018) conclut aussi sur l'effet néfaste des fongicides sur la biodiversité et l'abondance des communautés fongiques dans les milieux aquatiques continentaux. En conditions de laboratoire, le travail de synthèse de Staley *et al*. (2015) met en évidence que non seulement les fongicides, mais aussi les insecticides (ex. diazinon) et les herbicides (ex. glyphosate) auraient un effet négatif sur certaines espèces fongiques cultivées en laboratoire.

Effets des PPP sur la diversité des protozoaires

Un très faible nombre d'études s'intéressent à l'évaluation de l'impact des PPP sur la diversité des communautés de protozoaires, que ce soit en milieu terrestre ou en milieu aquatique. L'impact de certaines formulations de l'herbicide glyphosate sur l'abondance relative de taxons de protozoaires dans le sol d'un système d'infiltration d'eau pluviale a été étudié (Mbanaso *et al.*, 2014). Les résultats de cette étude montrent que seul les taxons *Colpoda cucullus* et *Colpoda steinii* sont sensibles à des doses relativement fortes d'herbicide (72 mg/L en formulation). L'étude de Lu *et al*. (2020) montre aussi que de fortes concentrations en glyphosate (mg/L) augmentent l'abondance relative de rotifères dans les communautés planctoniques du Lac Taihu en Chine. Par ailleurs, l'étude de Carley *et al*. (2020) montre que les nanoparticules de cuivre ont un effet très négatif sur les communautés de protozoaires (ex. chute abondance relative des amibes). L'article de synthèse de Staley *et al*. (2015) souligne l'effet direct et délétère des insecticides (carbamates et organophosphorés) et fongicides (carbamates) sur diverses espèces de protozoaires en cultures de laboratoire à des concentrations relativement fortes (mg/L), tandis que l'effet des herbicides s'avère plus variable sur ces communautés.

A notre connaissance, aucune étude d'impact n'a évalué l'effet de doses de PPP réalistes d'un point de vue environnemental ou l'effet des cocktails de PPP sur la biodiversité des communautés de protozoaires.

3.2.3. Quelles sont les substances et/ou modes d'actions qui exercent les impacts directs les plus forts sur les fonctions écologiques et la biodiversité des microorganismes hétérotrophes aquatiques ?

Les substances qui exercent les impacts les plus forts sur les fonctions écologiques des microorganismes hétérotrophes aquatiques sont les fongicides. En effet, les fongicides inhibiteurs de la biosynthèse de stérols (tébuconazole) et la respiration mitochondriale (azoxystrobine) et autres modes d'action (chlorothalonil et cuivre) ont souvent un impact négatif sur les fonctions microbiennes de décomposition de la MO particulaire (litières végétales) et la sporulation des hyphomycètes aquatiques (Duarte *et al.*, 2008 ; Pesce *et al.*, 2008 ; Zubrod *et al.*, 2011 ; Artigas *et al.*, 2012 ; Artigas *et al.*, 2014 ; Dimitrov *et al.*, 2014 ; Donnadieu *et al.*, 2016 ; Gardestrom *et al.*, 2016 ; Zubrod *et al.*, 2017; Feckler *et al.*, 2018 ; Pimentao *et al.*, 2020) (Figure 7-3).

L'étude de synthèse d'Ittner *et al.* (2018) conclut que l'effet négatif des fongicides sur la fonction de décomposition microbienne s'affaiblit sur le long terme en études en mésocosmes. Ces mêmes auteurs postulent que la protection de la fonction de décomposition devrait impliquer des études préalables d'évaluation de la diversité de ces communautés.

Les fonctions de respiration et de production microbienne s'avèrent peu ou pas sensibles aux fongicides et herbicides, à l'exception de l'herbicide inhibiteur de la synthèse d'acides aminés bispryvac sodium qui aurait un impact sur la diversité métabolique des communautés microbiennes dans le sol d'une rizière (Kumar *et al.*, 2020) et le glyphosate et le diuron qui peuvent augmenter la respiration microbienne (Vera *et al.*, 2012 ; Pesce *et al.*, 2013).

L'impact des cocktails de PPP ne semble pas exacerber (pas d'effet synergique) l'impact individuel de chaque PPP sur les fonctions écologiques assurées par les microorganismes hétérotrophes aquatiques. Souvent les études de l'impact de cocktails de PPP sur les fonctions microbiennes comprennent au moins l'une des substances fongicides (azoxystribone, tébuconazole) ayant déjà prouvé individuellement un impact (Dawoud *et al.*, 2017 ; Zubrod *et al.*, 2017; Feckler *et al.*, 2018 ; Rossi *et al.*, 2018).

Les substances qui exercent les impacts les plus forts sur la biodiversité des communautés fongiques aquatiques sont les fongicides tébuconazole et azoxystrobine (Staley *et al.*, 2015; Gardestrom *et al.*, 2016 ; Feckler *et al.*, 2018). La biodiversité bactérienne des communautés aquatiques n'est pas très sensible aux PPP, sauf au cuivre (Magbanua *et al.*, 2013 ; Rossi *et al.*, 2018 ; Lu *et al.*, 2019 ; Artigas *et al.*, 2020 ; Lu *et al.*, 2020 ; Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020), sauf pour certaines réponses de remaniement des effectifs au sein de groupes taxonomiques spécifiques (Huntscha *et al.*, 2018 ; Ben Salem *et al.*, 2019 ; Janssen *et al.*, 2019 ; Su *et al.*, 2019 ; Vargas *et al.*, 2019 ; Artigas *et al.*, 2020) souvent liées à l'interaction avec les communautés fongiques (Artigas *et al.*, 2012) ou avec la macrofaune (Staley *et al.*, 2015). L'impact des PPP sur la biodiversité des protozoaires est seulement observé a des très fortes doses (ordre du mg/L).

Il est actuellement impossible d'affirmer que les substances insecticides n'ont pas un effet sur la biodiversité et fonctions des communautés hétérotrophes microbiennes aquatiques car très peu d'études ont été menées en milieu aquatique continental et/ou marin (*e. g.* Muturi *et al.* (2017). Ce constat est aussi soulevé dans différents articles de synthèse (Lew *et al.*, 2009; Staley *et al.*, 2015 ; Ittner *et al.*, 2018).

3.2.4. Quels sont les facteurs aggravants ?

Divers facteurs pouvant interagir avec l'impact des PPP sur les fonctions écologiques et la biodiversité des communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques ont été étudiés dans la littérature. Les facteurs les plus étudiés sont l'historique de pré-exposition aux PPP, la saisonnalité, les nutriments, l'hydrologie, la turbidité, la disponibilité en lumière, ou encore l'influence de la macrofaune en présence de PPP (Pesce *et al.*, 2018). Ci-dessous une liste avec les facteurs aggravants/atténuants ayant montré un effet sur les fonctions et la diversité microbienne :

- L'historique de pré-exposition des communautés microbiennes aux PPP, favorise la sélection des espèces tolérantes aux PPP au détriment des espèces le plus sensibles (voir encadré PICT) et tend ainsi à atténuer les effets fonctionnels de ces substances (Kreutzweiser *et al.*, 2007 ; Pesce *et al.*, 2013; Artigas *et al.*, 2014 ; Flores *et al.*, 2014 ; Feckler *et al.*, 2018). Malgré le fort coût d'adaptation des communautés microbiennes à la présence de PPP (élimination des espèces sensibles, mise en place de mécanismes de résistance), elles sont ainsi généralement capables de continuer à assurer la plupart de fonctions écologiques grâce à la forte redondance fonctionnelle qui existe entre espèces microbiennes.
- La saisonnalité peut devenir un facteur aggravant sur l'impact des PPP étant donnée son influence sur la succession d'espèces, plus ou moins résistantes aux PPP, au sein des communautés microbiennes (Pesce *et al.*, 2009 ; Tien *et al.*, 2013).
- Les fortes concentrations en nutriments dans l'eau ont tendance à atténuer l'impact de certains PPP sur les communautés microbiennes, sauf quelques exceptions pour lesquelles de fortes concentrations en nutriments

pourraient aggraver l'impact des PPP sur les communautés microbiennes (Pesce *et al.*, 2008 ; Pringault *et al.*, 2016; Huntscha *et al.*, 2018).

- La qualité et l'hétérogénéité des habitats fluviaux peuvent moduler l'effet des PPP sur l'activité de décomposition microbienne de la matière organique (Rasmussen *et al.*, 2012). La richesse d'habitats fluviaux augmente la biodiversité de l'écosystème et donc la capacité de réponse des communautés microbiennes aux PPP.
- La variabilité hydrologique (ex. sécheresse) tend à aggraver l'impact des PPP sur les communautés microbiennes (Sura *et al.*, 2012 ; Pesce *et al.*, 2016).
- Une forte hausse thermique, avant ou pendant l'exposition au PPP, peut modifier la vulnérabilité des communautés microbiennes et augmenter ou diminuer leur sensibilité au PPP, selon le paramètre fonctionnel considéré (Pesce *et al.*, 2018).
- La turbidité et/ou la diminution de la disponibilité en lumière dans les systèmes d'eau stagnante agissent comme facteurs aggravants de l'impact des PPP, et ceci est probablement lié aux effets synergiques entre stresseurs impactant négativement les communautés microbiennes (Knapp *et al.*, 2005 ; Mercurio *et al.*, 2016; Pizarro *et al.*, 2016a).
- L'effet combiné entre PPP et salinité est additif sur le processus de décomposition microbienne de la matière organique (Schafer *et al.*, 2012).
- La présence de macrofaune lors de l'exposition des communautés microbiennes aux PPP peut avoir un effet aggravant (Pizarro *et al.*, 2016b ; Dawoud *et al.*, 2017; Vargas *et al.*, 2019) ou atténuant (Kreutzweiser *et al.*, 2001). Néanmoins, quand les PPP diminuent l'abondance d'organismes au sein des niveaux trophiques supérieurs (invertébrés, poissons) ceci permet la prolifération des communautés microbiennes par réduction de prédation. Souvent, les effets indirects, *via* la baisse de prédation, dus aux PPP sont plus importants sur les communautés microbiennes que les effets directs (Staley *et al.*, 2015).
- La qualité nutritive des essences de litières végétales en décomposition peut être un facteur aggravant de l'impact des PPP, c'est-à-dire l'effet du PPP sur les microorganismes peut être supérieur quand les litières sont peu riches en nutriments ou de nature récalcitrante (Artigas *et al.*, 2012).
- L'effet des cocktails ne semble pas avoir tendance à aggraver l'effet des molécules sur les communautés microbiennes (Zubrod *et al.*, 2017; Pimentao *et al.*, 2020). Il n'est pas observé d'effet additif entre molécules, mais souvent un effet antagoniste (Duarte *et al.*, 2008). Cependant, ces conclusions sont à prendre avec précaution car il est nécessaire de disposer de plus d'études à ce sujet.

D'autres facteurs pouvant interagir avec l'impact des PPP sur les communautés microbiennes sont le réchauffement climatique, l'augmentation de CO_2 et l'acidification, ou encore, le cocktail de PPP avec d'autres molécules xénobiotiques présentes dans l'environnement (ex. antibiotiques, HAP, métaux…).

4. Quelles sont les méthodes disponibles, ou à développer pour améliorer les procédures d'évaluation des impacts des PPP sur les hétérotrophes aquatiques, marins et terrestres ?

La majorité des études d'impact par les PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques a été réalisée en microcosmes de laboratoire (3/4 des références analysées), et un faible nombre en mésocosmes, *in vitro* et/ou en conditions naturelles (*in situ*). En ce qui concerne les études sur les communautés terrestres, une majorité d'études a été réalisée en microcosmes de sol incubés dans des conditions contrôlées au laboratoire, reconstitués avec des sols d'historique différents, relativement peu dans des conditions agronomiques réalistes à la parcelle et encore moins à la parcelle sur une rotation agricole complète.

4.1. Descripteurs, méthodes, référence ISO/OCDE dans les compartiments aquatiques et terrestres

Trois fonctions écologiques majeures ont été identifiées dans les études d'impact des PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques : la régulation des échanges gazeux, la régulation des cycles de nutriments, ainsi que la production et apport de MO. Si le nombre d'études en milieu aquatique continental dépasse largement ceux en milieu marin, les descripteurs et méthodes utilisés sont similaires entre les deux types de milieux. En milieu terrestre, les fonctions concernées regroupent la régulation des échanges gazeux, la dissipation des contaminants, la régulation des cycles de nutriments, la formation et le maintien de la structure des sols, la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques. Là encore, les méthodes utilisées dans les compartiments aquatiques et terrestres sont assez proches.

4.1.1. Méthodes permettant d'étudier l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes hétérotrophes

Dans les matrices environnementales, les méthodes utilisées pour évaluer l'impact des PPP sur l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes peuvent être classifiées en deux groupes majeurs: celui des méthodes dites « traditionnelles » et celui des méthodes moléculaires.

Les méthodes traditionnelles concernent par exemple (et de manière non exhaustive) la mesure de la biomasse microbienne du sol et de son turnover, notamment par la technique de fumigation-extraction, qui permet de doser les C et N microbiens (Perucci *et al.*, 2000), le dosage de l'ergostérol pour déterminer la biomasse fongique, ou encore l'énumération de la microflore cultivable. La structure des communautés microbiennes est également déterminée par l'analyse des acides gras phospholipidiques (PLFAs), qui permet par exemple de distinguer les abondances relatives des bactéries à Gram négatif, à Gram positif, des Actinobactéries et des champignons.

Les méthodes moléculaires, plus récentes, se sont initialement appuyées sur la quantification de l'ADN extrait des sols par spectrophotométrie ou par quantification sur gel (biomasse moléculaire...). Elles se sont ensuite étendues à l'analyse d'empreintes moléculaires et à l'étude de la diversité des séquences d'amplicons du gène 16S rDNA (*e. g.* Huntscha *et al*. (Pesce *et al.*, 2006; 2018) et en moindre nombre celles du gène 18S rDNA (Pesce *et al.*, 2009; Lu *et al.*, 2020) et/ou les régions inter-géniques (ITS ou ISR , Magbanua *et al*. (2013) ; Medo *et al*. (2020) et l'opéron ribosomique. L'analyse de ces marqueurs a permis de déterminer l'impact des PPP sur la structure des communautés, la diversité alpha ou l'abondance relative des différents groupes taxonomiques au sein des communautés bactériennes et fongiques.

L'impact des PPP sur ces marqueurs a été également analysé par des techniques d'empreinte moléculaire (t-RFLP, DGGE, TTGE… Marileo *et al*. (2016) et/ou de séquençage d'amplicons par Pyroséquençage (Dimitrov *et al.*, 2014 ; Elsayed *et al.*, 2015), séquençage Miseq (Su *et al.*, 2019; Lu *et al.*, 2020) voire du séquençage du métagénome (Huntscha *et al.*, 2018 ; Janssen *et al.*, 2019). Les techniques les plus utilisées pour analyser l'impact des PPP sur la biodiversité microbienne hétérotrophe sont en premier l'identification taxonomique des conidies d'hyphomycètes par microscopie optique et la PCR-DGGE, et deuxièmement le t-RFLP et le séquençage d'amplicons Miseq. A signaler également l'utilisation assez récente du métabarcoding environnemental et des pipelines bioinformatiques (Kepler *et al.*, 2020).

Certaines guildes microbiennes taxonomiques ou fonctionnelles sont également suivies de manière particulière dans les sols : par exemple les archébactéries et les bactéries nitrifiantes sont suivies par des techniques moléculaires ciblant des gènes spécifiques AOA et AOB permettant de les quantifier et d'estimer leur diversité (Joly *et al.*, 2015).

Si certaines méthodes, notamment traditionnelles, sont souvent peu coûteuses et faciles à mesurer, elles sont consommatrices de temps et elles présentent des limites (Imfeld et Vuilleumier, 2012). Ainsi les méthodes de microbiologie pasteurienne basées sur une mise en culture des microorganismes issus de matrices environnementales ne couvrent qu'une faible partie de la diversité totale estimée entre 0,1 et 1%.

Les résultats obtenus restent également souvent difficiles à interpréter, car ils sont généralement influencés par de nombreux facteurs (ex. pédo- ou hydro-climatiques) sans qu'un référentiel d'interprétation spatialement explicite ne soit disponible. Il convient également de considérer la richesse phylogénétique (notamment la présence de plusieurs copies, pas toujours identiques, de l'opéron ribosomique au sein d'une même espèce microbienne), la redondance fonctionnelle et la complexité de l'écosystème, qu'il soit terrestre ou aquatique (réseaux d'interaction). Bien que les approches de séquençage à haut débit, de métagénomique et d'écotoxicogénomique connaissent un développement important dans le domaine de l'écologie microbienne, ces techniques restent encore confidentielles dans le domaine de l'écotoxicologie microbienne, notamment en milieu aquatique et terrestre ou il y a encore assez peu d'études utilisant ces techniques de pointe.

4.1.2. Méthodes permettant d'étudier les activités des communautés microbiennes hétérotrophes

La fonction de respiration microbienne est très étudiée et elle a été analysée avec trois méthodes différentes : i) consommation de l'O_2 dissout (O-rings ou oxymètres portatifs (Ahtiainen *et al.*, 2003; Kreutzweiser *et al.*, 2007 ; Pesce *et al.*, 2013)), ii) production de CO_2 (solutions basiques permettant piéger le CO_2 (Allievi et Gigliotti, 2001; Widenfalk *et al.*, 2004) ou mesure directe par chromatographie gazeuse (Chen *et al.*, 2019) et iii) respiration induite par l'ajout d'un substrat carboné labile (ex. glucose, Artigas *et al.* (2014). Ces méthodes font l'objet de standards ISO, CEN, et AFNOR. Une mesure indirecte de l'activité des communautés est fournie par l'approche MicroRespTM, utilisée notamment pour tester l'impact du cuivre en milieu terrestre (Wakelin *et al.*, 2014) ou aquatique (Tlili *et al.*, 2011). En milieu aquatique et dans les sols, la diversité métabolique et/ou les profils physiologiques (CLPP) des communautés microbiennes sont également analysés par la méthode des plaques Biolog® avec des Ecoplates qui permettent de calculer des indices de diversité métabolique (Foley *et al.*, 2008 ; Pringault *et al.*, 2016; Lv *et al.*, 2017).

L'activité de dénitrification (fonction de régulation des cycles de nutriments) a été estimée par le biais de méthodes différentes à travers différents proxys : i) techniques isotopiques ^{15}N (Pesce *et al.*, 2009 ; Chen *et al.*, 2019)), ii) dosage de N_2O par chromatographie en phase gazeuse (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018)), iii) dosages colorimétriques d'activités enzymatiques impliquées dans le processus de dénitrification comme la nitrate réductase (NAR), nitrite réductase (NIR), etc., et iv) la mesure d'expression de gènes par PCR quantitative qui codent pour les enzymes impliques dans le processus de dénitrification (Pesce *et al.*, 2009 ; Chen *et al.*, 2019).

L'activité de nitrification est mesurée dans les sols par utilisation d'électrodes spécifiques (Ahtiainen *et al.*, 2003) ou par dosage du NO_3-N produit par colorimétrie (Allievi et Gigliotti, 2001).

En milieu aquatique, la fonction de décomposition de la matière organique a été analysée avec la perte de masse des litières végétales au cours du temps (ou plus rarement de substrats artificiels; (Pesce *et al.*, 2020)), ce qui permet de déterminer le taux de décomposition microbien (Kreutzweiser *et al.*, 2007 ; Artigas *et al.*, 2012 ; Brosed *et al.*, 2016).

De nombreux travaux ont mesuré l'impact des PPP sur les activités enzymatiques extracellulaires microbiennes (ex. β-glucosidase, phosphatases, phénol oxydase…) permettant de dégrader le matériel organique dissout ou particulaire, dans les milieux aquatiques et les sols. Souvent des substrats fluorescents de type méthylumbelliferone sont utilisés lors de ces bioessais enzymatiques (Artigas *et al.*, 2012 ; Itoh, 2014 ; Donnadieu *et al.*, 2016 ; Rossi *et al.*, 2018). Dans les sols, après une période durant laquelle les substrats fluorescents ont été utilisés, ce sont maintenant majoritairement des substrats colorimétriques qui sont utilisés pour doser les activités enzymatiques extracellulaires microbiennes car ils permettent d'accéder à une galle plus large d'activités enzymatiques. Ces méthodes en fluorescence ou colorimétriques font l'objet de normes internationales, respectivement ISO/TS22939:2010 et ISO20130:2018 concernant les sols. Il n'existe pas de normes équivalentes concernant les milieux aquatiques.

En milieu aquatique, la production microbienne dans les études d'impact a été analysée par deux approches différentes : la quantification de la synthèse de protéines en mesurant l'incorporation ^{3}H-leucine (Widenfalk *et al.*,

2008 ; Milenkovski *et al.*, 2010) et la quantification de la réplication cellulaire mesurant l'incorporation ^{14}C-thymidine (Pesce *et al.*, 2008 ; Sura *et al.*, 2012). Parallèlement, certaines études ont déterminé la production fongique de spores (notamment le groupe des hyphomycètes aquatiques, Brosed *et al.* (2016) ; Fernandez *et al.* (2015). Le calcul de taux de sporulation est souvent accompagné d'une identification taxonomique permettant de mettre en évidence la (ou les) espèce(s) fongique(s) le(s) plus ou moins impactée(s) par l'exposition aux PPP. Enfin, la capacité des communautés microbiennes à faire face au stress oxydatif engendré par l'exposition aux PPP a été mesurée par des dosage colorimétriques sur l'activité catalase et/ou superoxyde-dismutase (Vera *et al.*, 2012).

Plusieurs paramètres sont mesurés via des kits commerciaux. C'est ainsi le cas de l'ATP présent dans les sols (Ahtiainen *et al.*, 2003) ou les plaques Biolog mentionnées plus haut.

Enfin, la méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance), qui est particulièrement adaptée à l'évaluation de l'impact chronique de pollutions diffuses reste peu utilisée, mis à part quelques cas concernant les herbicides (Seghers *et al.*, 2003 ; Zabaloy *et al.*, 2010 ; Allegrini *et al.*, 2015) et le cuivre (Pesce *et al.*, 2018; Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Voir, au sujet de cette approche, l'Annexe de la Partie II : « La méthode PICT-Pollution-Induced Community Tolerance, un outil complémentaire pour l'évaluation du risque et le biomonitoring des pesticides ? ».

Dans le jeu d'articles que nous avons utilisé, nous n'avons relevé aucune référence à des protocoles standardisés au niveau national (NF) ou international (ISO, OCDE), alors même que ceux-ci existent (notamment activités enzymatiques, extraction et mesure de l'ADN, PLFA…).

4.2. Principales évolutions scientifiques méthodologiques utilisées ou utilisables dans les procédures d'évaluation des risques et impacts des PPP

L'Efsa a notamment dans une opinion scientifique récente (Ockleford *et al.*, 2017) proposé d'estimer l'impact des matières actives sur un certain nombre d'indicateurs dont la communauté nitrifiante et les champignons endomycorhiziens à arbuscules. Au-delà de ces deux guildes microbiennes, d'autres pourraient également être ciblées. Cela nécessiterait cependant la standardisation de certaines méthodologies actuellement utilisées pour évaluer l'impact des PPP sur la biodiversité et les fonctions microbiennes en milieux aquatiques et terrestres. Cette standardisation devra faire face à deux problèmes majeurs dans le contexte des communautés microbiennes hétérotrophes : i) le cosmopolitanisme des espèces microbiennes (et des communautés qu'elles forment) dans les différents environnements contaminés ou non, ii) la redondance fonctionnelle entre espèces microbiennes éloignées phylogénétiquement. Récemment, des experts scientifiques participant aux travaux de l'ISO, ont évalué le potentiel de nouvelles méthodes fonctionnelles pour évaluer la qualité des sols (Thiele-Bruhn *et al.*, 2020).

Il convient également de signaler que certains groupes de microorganismes, tels que les eucaryotes unicellulaires, les protozoaires qui supportent des fonctions essentielles, ne sont que très peu pris en compte dans les études visant à évaluer les effets des PPP, que ce soit en milieu aquatique ou terrestre. Une explication réside dans le peu de méthodes d'essai disponibles. Une méthode récemment développée a permis de montrer que le S-métolachlore inhibait la croissance du protiste *Euglypha rotunda* (Amacker *et al.*, 2018).

Les dernières évolutions méthodologiques en écotoxicologie microbienne (et de manière plus générale en écologie microbienne) reposent en grande partie sur les développements des techniques « omiques ». La métagénomique permet actuellement de mieux affiner les connaissances concernant la diversité taxonomique des archées, bactéries, champignons et protozoaires en milieux aquatiques et terrestres à partir d'extraits d'ADN environnemental. Cette meilleure connaissance globale de la diversité contribue aussi progressivement à améliorer l'évaluation de l'impact par les PPP. Toutefois ces technologies en constant développement aussi bien au niveau des méthodes d'amplification et de séquençage qu'au niveau des pipelines bioinformatiques pour l'analyse des séquences, ne sont pas encore assez matures pour être standardisées et d'autre part, elles manquent d'un référentiel d'interprétation pour traduire les effets observés en conséquence biologique. Par ailleurs, la

métatranscriptomique et la métaprotéomique permettent d'étudier la réponse fonctionnelle des hétérotrophes microbiens aux PPP à différents stades biologiques précoces (ARN, protéines). Malgré leur intérêt théorique, ces deux techniques prometteuses qui estiment des réponses fonctionnelles potentielles (ARN, protéines) ne permettent pas toujours de faire la concordance avec les réponses fonctionnelles réelles (ex. dosage enzymatique, respiration…).

Déterminer le rôle fonctionnel des espèces microbiennes hétérotrophes à différents niveaux d'intégration biologique (population, communauté, écosystème, biome), les réseaux d'interaction entre elles, et les interactions avec le biotope reste encore un challenge dans les environnements naturels aquatiques et terrestres. L'évolution de ces connaissances dans les domaines de l'écologie et de l'écotoxicologie microbienne permettra sans doute d'améliorer les procédures d'évaluation des impacts des PPP sur les communautés microbiennes et les fonctions écosystémiques qu'elles supportent.

4.3. Méthodes prises en compte dans la règlementation et les procédures d'évaluation des risques et impacts des PPP

A l'heure actuelle, aucune des fonctions écologiques ou descripteurs de biodiversité microbiennes hétérotrophes cités dans cette analyse bibliographique n'est prise en compte dans la réglementation et la procédure d'évaluation des risques et effets des PPP en milieu terrestre et aquatique, et ce même si l'European Food Safety Authority (Efsa) a souligné en 2010 la nécessité de définir de nouveaux objectifs spécifiques de protection destinés à préserver les services écosystémiques remplis par les sols. Actuellement, la règlementation portant sur l'évaluation des effets des PPP sur les microorganismes hétérotrophes du sol ne considère que l'estimation de l'impact d'une substance active sur l'activité microbienne catalysant la minéralisation de l'azote. La recherche académique propose pourtant une multitude de méthodes, dépendantes et indépendantes de la mise en culture des microorganismes (Imfeld et Vuilleumier, 2012), qui permettent d'évaluer des effets des pesticides sur l'abondance, la diversité et l'activité des microorganismes, y compris les processus microbiens liés à l'adaptation des microorganismes à la tolérance et/ou à la biodégradation des pesticides. Dans une synthèse bibliographique récente, Thiour-Mauprivez *et al.* (2019) explorent la possibilité de développer des biomarqueurs innovants d'exposition aux herbicides en étudiant plus spécifiquement les communautés microbiennes porteuses de l'enzyme cible de la matière active car en effet plusieurs familles d'herbicides ciblent des enzymes présentent dans différents taxons de l'arbre de la vie. Par ailleurs, les microorganismes adaptés à la biodégradation des pesticides, sont dotés de systèmes enzymatiques spécifiques qui pourraient constituer des marqueurs d'exposition aux pesticides.

4.4. Domaines de validité et robustesse des méthodes utilisées, innovantes et/ou en développement ?

La plupart des études utilisent des analyses statistiques pour déterminer si l'impact des PPP est significativement différent entre une condition témoin peu (ou non) contaminée et une ou plusieurs conditions contaminées à différentes concentrations. Il existe une différence entre les études de terrain et les études en laboratoire vis-à-vis des analyses statistiques utilisées. Les études de terrain utilisent des analyses multivariées de type positionnement multidimensionnel non-métrique (NMDS), analyse en composantes principales (ACP) ou analyse canonique des correspondances (CCA), ou encore des analyses de corrélations ou régression permettant de mettre en relation un gradient de contamination et une (voir plusieurs) réponse(s) biologique(s). Au contraire, les études en microcosmes de laboratoire utilisent systématiquement des tests ANOVA ou Kurskal-Wallis pour évaluer la réponse des fonctions écologiques et d'analyses multivariées pour évaluer la réponse au niveau de la biodiversité microbienne aux PPP. Plus spécifiquement, le test ANOVA à mesures répétées est utilisé pour évaluer la réponse des communautés microbiennes aux PPP. De nouvelles approches de modélisation permettant d'évaluer des liens de cause à effet (e.g. courbes dose-réponse, outils DRomics..) sont en cours de développement pour mobiliser les bases de données « omics » dans un contexte d'exposition aux pesticides (Larras *et al.*, 2018) .

L'erreur de probabilité sur l'impact des PPP en communautés microbiennes hétérotrophes aquatiques est quasi-systématiquement fixée à 5%, il en est de même pour le compartiment terrestre.

5. Manques et limites

Les connaissances actuelles concernant l'impact des PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes terrestres et aquatiques ne permettent de répondre que partiellement aux questions formulées dans le cadre de cette ESCo. Cela s'explique par certains manques et limites des travaux menés sur le sujet, les principaux étant listés ci-dessous.

- La plupart des expérimentations sont faites sur des microcosmes de sol, c'est-à-dire sur des dispositifs expérimentaux simplifiés incubés dans des conditions contrôlées. La représentativité de ces approches peut être mise en question car elles ne reflètent pas les conditions du terrain. Le maintien de ces expérimentations sur des temps pouvant atteindre plusieurs mois pose la question de l'évolution des microcosmes en conditions fermées qui peut induire une dérive, empêcher les échanges susceptibles de favoriser des résiliences, et interroge sur la pertinence environnementale des résultats obtenus.

- La saison et/ou le site où les communautés microbiennes sont échantillonnées est fortement divergents d'une expérimentation, ou d'un suivi terrain, à l'autre, induisant de fortes hétérogénéité entre les études, tant au niveau des propriétés biotiques qu'abiotiques. Cet état de fait rend la comparaison des résultats entre études de laboratoire et de terrain très difficiles.

- La plupart des études évaluent l'impact écotoxicologique des PPP sur différents descripteurs des communautés microbiennes hétérotrophes. Toutefois, entre 2000 et 2021, aucune n'utilise des modèles prédictifs de la réponse des communautés microbiennes en réponse à l'exposition aux PPP.

- Très peu d'études s'intéressent à la réponse des communautés de virus, archées ou protozoaires face aux PPP, or ce sont des groupes taxonomiques clés qui interagissent avec les communautés bactériennes et fongiques dans les milieux aquatiques et terrestre.

- Le plus souvent, les études d'impact ne prennent en compte ni la biodisponibilité ni le devenir des PPP lors des expérimentations. Au mieux les résidus sont quantifiés à la fin de l'expérimentation (et plus rarement lors de quelques temps intermédiaires). L'adsorption des PPP dans les dispositifs expérimentaux (microcosmes) ou la matière organique particulaire et dissoute dans l'eau, dans les sols, la transformation des PPP en métabolites et éventuellement la bioaccumulation dans la biomasse microbienne (quand cela est possible) devraient pourtant être systématiquement analysées pour estimer le scénario d'exposition réelle des communautés microbiennes dans les conditions expérimentales utilisées.

- L'évaluation de l'impact des produits de transformation de la substance active d'un PPP sur les communautés microbiennes hétérotrophes n'est quasiment jamais prise en compte.

- En milieu aquatique, les mesures fonctionnelles chez les communautés microbiennes sont souvent exprimées par unité de surface et ne sont pas systématiquement corrigées par rapport à la biomasse microbienne qui colonise effectivement cette même unité de surface. Cette expression ne permet donc pas de disposer d'unités de métabolisme spécifiques à la biomasse présente, plus informative dans la mesure où les surfaces peuvent être différemment colonisée par les microorganismes.

- Si l'on excepte le cas du cycle de l'azote, il est encore très difficile, voire impossible, de déterminer qui fait quoi dans les communautés microbiennes hétérotrophes (boîtes noires). Une meilleure connaissance des interactions microbiennes au sein de ces communautés permettrait de mieux appréhender l'impact des PPP sur les guildes fonctionnelles et sur les fonctions écologiques qu'elles soutiennent.

- La plupart des études d'impact des PPP sur la biodiversité microbienne ou le potentiel génétique fonctionnel sont conduites sur des extraits d'ADN qui comprennent à la fois les taxons actifs et les inactifs. Il existe très peu d'études conduites sur des extraits d'ARN ciblant exclusivement les microorganismes actifs, plus susceptibles d'être impactés par l'exposition à un pesticide que les inactifs.

- Très peu d'études s'intéressent à l'évaluation de l'impact des insecticides sur la biodiversité et fonctions des communautés hétérotrophes microbiennes aquatiques.

- En milieu terrestre, certaines études prennent en compte des mélanges de différentes matières actives, mais souvent appliquées simultanément alors que dans un contexte agronomique elles sont le plus souvent appliquées de manière séquentielle les unes après les autres pour une culture et de manière répétée et à différents pas de temps, à l'échelle de la rotation culturale. A notre connaissance, il n'existe pas d'études qui intègrent des expositions successives à divers PPP dans le cadre d'un itinéraire cultural complet.

- D'une façon générale, la grande majorité des travaux se limite à décrire des effets en termes de modifications de structure et/ou d'activité des communautés microbiennes, sans relier ces perturbations à des questionnements d'écologie microbienne, ou sans faire de lien avec les fonctions écologiques et services écosystémiques (par exemple dans le contexte des agrosystèmes, sans statuer sur la fertilité des sols et la productivité végétale).

6. Conclusions

6.1. Acquis

- En milieu terrestre, la plupart des herbicides, ainsi que les insecticides étudiés, impactent peu ou pas l'abondance, la composition et la diversité des communautés microbiennes hétérotrophes dès lors que les doses appliquées sont proches de la dose agronomique. A l'inverse, certains fongicides (par exemple les SDHI et le cuivre) altèrent la structure, la diversité et l'activité des communautés microbiennes. Cependant, très peu d'études prennent en compte les applications successives et répétées dont font souvent l'objet les PPP en situation agronomique réelle.
- En milieu aquatique continental, les fonctions les plus étudiées vis-à-vis de l'impact des PPP sont la décomposition de la matière organique et la sporulation des champignons (hyphomycètes) aquatiques. Les molécules fongicides (inhibiteurs de la biosynthèse des stérols, strobines, cuivre…) ont les effets les plus néfastes sur la structure des communautés des champignons aquatiques et donc sur leur capacité à dégrader la matière organique (Artigas *et al.*, 2012).

- En milieu aquatique, l'historique de préexposition des communautés microbiennes aux PPP tendent à atténuer les effets fonctionnels de ces derniers. Toutefois, les communautés bactériennes sont moins sensibles aux PPP que les communautés fongiques, notamment celles du groupe des hyphomycètes (Fernandez *et al.*, 2015).

6.2. Controverses

- D'une façon générale, peu d'études sont effectuées *in natura* (milieu terrestre ou aquatique), et de fait la majorité de travaux utilisent des approches de laboratoire en microcosmes, ce qui peut apparaitre comme une des sources de controverse des résultats générés. Il est donc impératif d'inverser cette tendance, et d'équilibrer le nombre d'études en microcosmes (compréhension plus mécanistique de l'effet des PPP) et en conditions naturelles de terrain (compréhension des interactions dans l'écosystème). *In natura*, les situations de grande culture sont les plus étudiées.

- La diversité des protocoles et conditions expérimentales utilisées, et le fait que beaucoup de substances actives, souvent récentes, soient encore peu étudiées, rend difficile une vision globale à partir d'études site-spécifiques qui apparaissent comme de multiples études de cas. Par exemple, l'exposition (très peu décrite en termes quantitatifs et qualitatifs) à des herbicides conduit à des résultats les plus souvent transitoires et/ou contradictoires.

- En milieu terrestre, les contextes pédoclimatiques, les pratiques agricoles (labour, fertilisation organique, couvert végétal…), semblent les facteurs prédominants qui impactent les communautés microbiennes terrestres. Hormis le cas des fongicides, il reste difficile de mettre en évidence des classes de substances actives ou des modes d'action de ces substances induisant des effets significatifs sur l'abondance et la composition des communautés microbiennes hétérotrophes, dans les conditions réglementaires d'utilisation des PPP. Il en est de même sur des descripteurs de l'activité microbienne tels que les activités enzymatiques des sols par exemple.

6.3. Lacunes et perspectives

- Une grande partie des études concernent des pays et pratiques agricoles « non européens » (en particulier Amérique du sud, Asie…), qui questionnent sur la représentativité, la transposabilité et l'applicabilité des résultats dans le contexte métropolitain. La pertinence de certaines approches serait également à considérer dans le contexte ultramarin.

- Dans la mesure où la majorité des études sont réalisées en laboratoire, la comparaison des effets des PPP entre régions ou territoires est peu, voire pas étudiée. Les études sur le long terme sont très rares. Les aspects de recolonisation des milieux, notamment, seraient à appréhender dans des approches d'écotoxicologie du paysage.

- La majorité des travaux testent l'effet de substances actives et non pas des PPP formulés et commercialisés. Les concentrations testées, même si elles sont réalistes d'un point de vue environnemental et agronomique, restent souvent supérieures à celles mesurées sur le terrain (par exemple de l'ordre du µg/L en milieu aquatique). Les produits de transformations, incluant certains composés majeurs fréquemment détectés dans l'environnement (AMPA, metolachlore ESA et OXA par exemple), ne sont pas pris en compte dans les études évaluant l'impact écotoxicologique des PPP dont ils sont issus.

- En milieu aquatique, les études d'impact se centrent seulement sur la réponse des communautés fongiques et bactériennes au regard de la décomposition de la matière organique et négligent la réponse des communautés de virus, archées, protozoaires, macrofaune qui sont en interaction. Les sédiments sont peu pris en compte. L'impact des insecticides est très peu étudié.

- Les communautés hétérotrophes microbiennes des JEVI ne sont que très peu étudiées, il en est de même pour les territoires ultramarins ainsi que le milieu aquatique marin.

- Les notions de mélange de substances actives (et leurs éventuels produits de transformation), de stress multiples liés par exemple aux succession de différents traitements, ou comprenant différents PPP et d'autres facteurs de stress environnementaux sont très peu étudiés. Le changement climatique et les stress abiotiques qui modulent les stress chimiques ne sont pas pris en compte.

- Des méta-analyses sont à conduire pour aborder le rôle des différents facteurs (du milieux…) et dégager des effets nets. Mais pour cela il faudrait que des jeux de données fiables soient identifiés et/ou générés avec des méthodes harmonisées/standardisées. Ces jeux de données doivent répondre aux principes FAIR (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable) qui décrivent comment les données doivent être organisées pour être accessibles, comprises, échangeables et réutilisables.

- Dans la plupart des études, les outils (méthodes) d'analyse de la diversité et des fonctions microbiennes restent classiques. L'utilisation de méthodes « omiques » plus performantes reste encore timide. Les concepts de l'écologie et de l'écotoxicologie microbienne ne sont pas suffisamment mobilisés.

- Les tests standardisés (OCDE, ISO ou autres) ne semblent pas utilisés par les équipes scientifiques, ou du moins ne sont pas spécifiquement mentionnés, dans les articles analysés et ce malgré le fait qu'un nombre grandissant de méthodes d'écotoxicologie microbienne soit standardisé. Cela soulève une double question : pourquoi les méthodes standardisées ne sont-elles pas utilisées et pourquoi aussi peu de nouvelles méthodes sont-elles standardisées ? Au final, la diversité des protocoles utilisés en écotoxicologie microbienne pour évaluer l'impact des PPP sur la diversité ou les fonctions microbiennes fait que la comparaison des résultats issus d'équipes de recherche variées déployant des protocoles d'une grande diversité est très difficile, voire quasi-impossible.

- Pour le compartiment terrestre, un frein à la mise en œuvre d'approches solides d'évaluation du risque et des impacts des PPP, incluant des études *in natura*, est sans doute lié à l'absence de règlementation concernant la protection des sols, qui n'exige pas la mise en place d'un suivi post-homologation des PPP sur le terrain (biomonitoring) aussi bien en terme d'écodynamique que d'impact sur la biodiversité et les fonctions écologiques des sols.

- Enfin, le continuum terrestre-aquatique n'est que très peu étudié. Une étude récente (Bourhane *et al.*, 2022) aborde toutefois le continuum sol-rivière-lac soumis à la pression des pesticides. Elle conclue que la comparaison de la composition des communautés microbiennes le long de différents transects du continuum montre des assemblages spécifiques pour chaque écosystème, mais également une certaine coalescence entre les bactéries du sol entrainées par ruissellement et les bactéries aquatiques. Il reste donc nécessaire de mieux comprendre l'organisation et le fonctionnement des communautés microbiennes dans les zones de transfert des microorganismes et des matières organiques, dans un contexte de contamination aux PPP, pour mieux appréhender les impacts de ces derniers sur la biodiversité microbienne et le fonctionnement des écosystèmes.

Références bibliographiques

Ahemad, M.; Khan, M.S., 2011. Effects of insecticides on plant-growth-promoting activities of phosphate solubilizing rhizobacterium Klebsiella sp strain PS19. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 100 (1): 51-56. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2011.02.004

Ahtiainen, J.H.; Vanhala, P.; Myllymaki, A., 2003. Effects of different plant protection programs on soil microbes. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 54 (1): 56-64. http://dx.doi.org/10.1016/s0147-6513(02)00020-9

Allegrini, M.; Gomez, E.; Zabaloy, M.C., 2020. Acute glyphosate exposure does not condition the response of microbial communities to a dry-rewetting disturbance in a soil with a long history of glyphosate-based herbicides. *Soil*, 6 (2): 291-297. http://dx.doi.org/10.5194/soil-6-291-2020

Allegrini, M.; Zabaloy, M.C.; Gomez, E.D., 2015. Ecotoxicological assessment of soil microbial community tolerance to glyphosate. *Science of the Total Environment*, 533: 60-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.096

Allievi, L.; Gigliotti, C., 2001. Response of the bacteria and fungi of two soils to the sulfonylurea herbicide cinosulfuron. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 36 (2): 161-175. http://dx.doi.org/10.1081/pfc-100103741

Amacker, N.; Mitchell, E.A.D.; Ferrari, B.J.D.; Chevre, N., 2018. Development of a new ecotoxicological assay using the testate amoeba Euglypha rotunda (Rhizaria; Euglyphida) and assessment of the impact of the herbicide S-metolachlor. *Chemosphere*, 201: 351-360. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.001

Angly, F.E.; Pantos, O.; Morgan, T.C.; Rich, V.; Tonin, H.; Bourne, D.G.; Mercurio, P.; Negri, A.P.; Tyson, G.W., 2016. Diuron tolerance and potential degradation by pelagic microbiomes in the Great Barrier Reef lagoon. *Peerj*, 4: 23. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.1758

Artigas, J.; Batisson, I.; Carles, L., 2020. Dissolved organic matter does not promote glyphosate degradation in auto-heterotrophic aquatic microbial communities. *Environmental Pollution*, 259: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113951

Artigas, J.; Majerholc, J.; Foulquier, A.; Margoum, C.; Volat, B.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Effects of the fungicide tebuconazole on microbial capacities for litter breakdown in streams. *Aquatic Toxicology*, 122: 197-205. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.06.011

Artigas, J.; Pascault, N.; Bouchez, A.; Chastain, J.; Debroas, D.; Humbert, J.F.; Leloup, J.; Tadonleke, R.D.; ter Halle, A.; Pesce, S., 2014. Comparative sensitivity to the fungicide tebuconazole of biofilm and plankton microbial communities in freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 468: 326-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.074

Artigas, J.; Rossi, F.; Gerphagnon, M.; Mallet, C., 2017. Sensitivity of laccase activity to the fungicide tebuconazole in decomposing litter. *Science of the Total Environment*, 584: 1084-1092. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.167

Bacmaga, M.; Wyszkowska, J.; Kucharski, J.; Kaczynski, P., 2018. Changes in microbiological properties of soil during fungicide degradation. *Soil Science Annual*, 69 (3): 169-176. http://dx.doi.org/10.2478/ssa-2018-0017

Bary, F.; Gange, A.C.; Crane, M.; Hagley, K.J., 2005. Fungicide levels and arbuscular mycorrhizal fungi in golf putting greens. *Journal of Applied Ecology*, 42 (1): 171-180. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00989.x

Ben Salem, F.; Ben Said, O.; Aissa, P.; Mahmoudi, E.; Monperrus, M.; Grunberger, O.; Duran, R., 2016. Pesticides in Ichkeul Lake-Bizerta Lagoon Watershed in Tunisia: use, occurrence, and effects on bacteria and free-living marine nematodes. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 36-48. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4991-8

Ben Salem, F.; Ben Said, O.; Cravo-Laureau, C.; Mahmoudi, E.; Bru, N.; Monperrus, M.; Duran, R., 2019. Bacterial community assemblages in sediments under high anthropogenic pressure at Ichkeul Lake/Bizerte Lagoon hydrological system, Tunisia. *Environmental Pollution*, 252: 644-656. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.05.146

Bending, G.D.; Rodriguez-Cruz, M.S.; Lincoln, S.D., 2007. Fungicide impacts on microbial communities in soils with contrasting management histories. *Chemosphere*, 69 (1): 82-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.04.042

Benoit, P.; Mamy, L.; Servien, R.; Li, Z.; Latrille, E.; Rossard, V.; Bessac, F.; Patureau, D.; Martin-Laurent, F., 2017. Categorizing chlordecone potential degradation products to explore their environmental fate. *Science of the Total Environment*, 574: 781-795. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.094

Beulke, S.; Malkomes, H.P., 2001. Effects of the herbicides metazachlor and dinoterb on the soil microflora and the degradation and sorption of metazachlor under different environmental conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (6): 467-471. http://dx.doi.org/10.1007/s003740100354

Bohm, G.M.B.; Alves, B.J.R.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M.; Xavier, G.R.; Hax, F.; Rombaldi, C.V., 2009. Glyphosate- and imazethapyr-induced effects on yield, nodule mass and biological nitrogen fixation in field-grown glyphosate-resistant soybean. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (2): 420-422. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.11.002

Bottrill, D.; Ogbourne, S.M.; Citerne, N.; Smith, T.; Farrar, M.B.; Hu, H.W.; Omidvar, N.; Wang, J.; Burton, J.; Kamper, W.; Bai, S.H., 2020. Short-term application of mulch, roundup and organic herbicides did not affect soil microbial biomass or bacterial and fungal diversity. *Chemosphere*, 244: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125436

Bourhane, Z.; Lanzen, A.; Cagnon, C.; Ben Said, O.; Mahmoudi, E.; Coulon, F.; Atai, E.; Borja, A.; Cravo-Laureau, C.; Duran, R., 2022. Microbial diversity alteration reveals biomarkers of contamination in soil-river-lake continuum. *Journal of Hazardous Materials*, 421: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126789

Brosed, M.; Lamothe, S.; Chauvet, E., 2016. Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia*, 773 (1): 87-102. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-016-2681-2

Carles, L.; Rossi, F.; Joly, M.; Besse-Hoggan, P.; Batisson, I.; Artigas, J., 2017. Biotransformation of herbicides by aquatic microbial communities associated to submerged leaves. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (4): 3664-3674. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8035-9

Carley, L.N.; Panchagavi, R.; Song, X.; Davenport, S.; Bergemann, C.M.; McCumber, A.W.; Gunsch, C.K.; Simonin, M., 2020. Long-Term Effects of Copper Nanopesticides on Soil and Sediment Community Diversity in Two Outdoor Mesocosm Experiments. *Environmental Science & Technology*, 54 (14): 8878-8889. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c00510

Carpio, M.J.; Garcia-Delgado, C.; Marin-Benito, J.M.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2020. Soil Microbial Community Changes in a Field Treatment with Chlorotoluron, Flufenacet and Diflufenican and Two Organic Amendments. *Agronomy-Basel*, 10 (8): 16. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10081166

Chen, Y.; Su, X.X.; Wang, Y.Y.; Zhao, S.Y.; He, Q., 2019. Short-term responses of denitrification to chlorothalonil in riparian sediments: Process, mechanism and implication. *Chemical Engineering Journal*, 358: 1390-1398. http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.148

Chowdhury, A.; Pradhan, S.; Saha, M.; Sanyal, N., 2008. Impact of pesticides on soil microbiological parameters and possible bioremediation strategies. *Indian Journal of Microbiology*, 48 (1): 114-127. http://dx.doi.org/10.1007/s12088-008-0011-8

Clostre, F.; Letourmy, P.; Lesueur-Jannoyer, M., 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordecone polluted soil in the French West Indies. *Environmental Pollution*, 223: 357-366. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.032

Cycon, M.; Piotrowska-Seget, Z., 2015a. Biochemical and microbial soil functioning after application of the insecticide imidacloprid. *Journal of Environmental Sciences*, 27: 147-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.05.034

Cycon, M.; Piotrowska-Seget, Z., 2015b. Community Structure of Ammonia-Oxidizing Archaea and Ammonia-Oxidizing Bacteria in Soil Treated with the Insecticide Imidacloprid. *Biomed Research International*, 2015: 12. http://dx.doi.org/10.1155/2015/582938

Das, A.C.; Barman, S.; Das, R., 2015. Effect of Pre-emergence Herbicides on Microbial Biomass and Biochemical Processes in a Typic Fluvaquent Soil Amended with Farm Yard Manure. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 95 (3): 395-400. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-015-1571-z

Das, A.C.; Nayek, H.; Nongthombam, S.D., 2012. Effect of pendimethalin and quizalofop on N-2-fixing bacteria in relation to availability of nitrogen in a Typic Haplustept soil of West Bengal, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (4): 1985-1989. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-2093-8

Dawoud, M.; Bundschuh, M.; Goedkoop, W.; McKie, B.G., 2017. Interactive effects of an insecticide and a fungicide on different organism groups and ecosystem functioning in a stream detrital food web. *Aquatic Toxicology*, 186: 215-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.03.008

de Souza, A.J.; de Andrade, P.A.M.; Pereira, A.P.D.; Andreote, F.D.; Tornisielo, V.L.; Regitano, J.B., 2017. The depleted mineralization of the fungicide chlorothalonil derived from loss in soil microbial diversity. *Scientific Reports*, 7: 8. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-14803-0

Demanou, J.; Sharma, S.; Dorfler, U.; Schroll, R.; Pritsch, K.; Njine, T.; Bausenwein, U.; Monkiedje, A.; Munch, J.C.; Schloter, M., 2006. Structural and functional diversity of soil microbial communities as a result of combined applications of copper and mefenoxam. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (8): 2381-2389. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.007

Dimitrov, M.R.; Kosol, S.; Smidt, H.; Buijse, L.; Van den Brink, P.J.; Van Wijngaarden, R.P.A.; Brock, T.C.M.; Maltby, L., 2014. Assessing effects of the fungicide tebuconazole to heterotrophic microbes in aquatic microcosms. *Science of the Total Environment*, 490: 1002-1011. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.073

Ding, H.; Zheng, X.Z.; Zhang, J.; Zhang, Y.S.; Yu, J.H.; Chen, D.L., 2019. Influence of chlorothalonil and carbendazim fungicides on the transformation processes of urea nitrogen and related microbial populations in soil. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (30): 31133-31141. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06213-8

Donnadieu, F.; Besse-Hoggan, P.; Forestier, C.; Artigas, J., 2016. Influence of streambed substratum composition on stream microbial communities exposed to the fungicide tebuconazole. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2026-2036. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12679

Duarte, S.; Pascoal, C.; Alves, A.; Correia, A.; Cassio, F., 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 53 (1): 91-101. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01869.x

Eivazi, F.; Mullings, N.; Banks, M.L., 2018. Effect of Select Surfactants on Activities of Soil Enzymes Involved in Nutrient Cycling. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 49 (3): 371-379. http://dx.doi.org/10.1080/00103624.2018.1427263

Elsayed, O.F.; Maillard, E.; Vuilleumier, S.; Millet, M.; Imfeld, G., 2015. Degradation of chloroacetanilide herbicides and bacterial community composition in lab-scale wetlands. *Science of the Total Environment*, 520: 222-231. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.061

Elskus, A.A.; Smalling, K.L.; Hladik, M.L.; Kuivila, K.M., 2016. Effects of two fungicide formulations on microbial and macroinvertebrate leaf decomposition under laboratory conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (11): 2834-2844. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3465

Feckler, A.; Goedkoop, W.; Konschak, M.; Bundschuh, R.; Kenngott, K.G.J.; Schulz, R.; Zubrod, J.P.; Bundschuh, M., 2018. History matters: Heterotrophic microbial community structure and function adapt to multiple stressors. *Global Change Biology*, 24 (2): E402-E415. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13859

Fernandez, D.; Voss, K.; Bundschuh, M.; Zubrod, J.P.; Schafer, R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of the Total Environment*, 533: 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Filimon, M.N.; Voia, S.O.; Popescu, R.; Bordean, D.M.; Vladoiu, D.L.; Mituletu, M.; Ostafe, V., 2014. The effect of chlorsulfuron and MCPB-Na on the enzymatic activity of microorganisms. *Journal of the Serbian Chemical Society*, 79 (9): 1075-1084.

Filimon, M.N.; Voia, S.O.; Popescu, R.; Dumitrescu, G.; Ciochina, L.P.; Mituletu, M.; Vlad, D.C., 2015. The effect of some insecticides on soil microorganisms based on enzymatic and bacteriological analyses. *Romanian Biotechnological Letters*, 20 (3): 10439-10447.

Floch, C.; Chevremont, A.C.; Joanico, K.; Capowiez, Y.; Criquet, S., 2011. Indicators of pesticide contamination: Soil enzyme compared to functional diversity of bacterial communities via Biolog (R) Ecoplates. *European Journal of Soil Biology*, 47 (4): 256-263. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.05.007

Flores, L.; Banjac, Z.; Farre, M.; Larranaga, A.; Mas-Marti, E.; Munoz, I.; Barcelo, D.; Elosegi, A., 2014. Effects of a fungicide (imazalil) and an insecticide (diazinon) on stream fungi and invertebrates associated with litter breakdown. *Science of the Total Environment*, 476: 532-541. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.059

Foley, M.E.; Sigler, V.; Gruden, C.L., 2008. A multiphasic characterization of the impact of the herbicide acetochlor on freshwater bacterial communities. *Isme Journal*, 2 (1): 56-66. http://dx.doi.org/10.1038/ismej.2007.99

Garcia-Cruz, U.; Celis, L.B.; Poggi, H.; Meraz, M., 2010. Inhibitory concentrations of 2,4D and its possible intermediates in sulfate reducing biofilms. *Journal of Hazardous Materials*, 179 (1-3): 591-595. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.03.044

Garcia-Delgado, C.; Barba-Vicente, V.; Marin-Benito, J.M.; Igual, J.M.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2019. Influence of different agricultural management practices on soil microbial community over dissipation time of two herbicides. *Science of the Total Environment*, 646: 1478-1488. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.395

Garcia-Delgado, C.; Barba, V.; Marin-Benito, J.M.; Igual, J.M.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2018. Simultaneous application of two herbicides and green compost in a field experiment: Implications on soil microbial community. *Applied Soil Ecology*, 127: 30-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.03.004

Garcia-Ortega, S.; Holliman, P.J.; Jones, D.L., 2011. Effects of salinity, DOM and metals on the fate and microbial toxicology of propetamphos formulations in river and estuarine sediment. *Chemosphere*, 83 (8): 1117-1123. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.01.030

Gardestrom, J.; Ermold, M.; Goedkoop, W.; McKie, B.G., 2016. Disturbance history influences stressor impacts: effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2171-2184. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12698

Gianfreda, L.; Rao, M.A., 2008. Interactions between xenobiotics and microbial and enzymatic soil activity. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 38 (4): 269-310. http://dx.doi.org/10.1080/10643380701413526

Gigliotti, C.; Allievi, L., 2001. Differential effects of the herbicides bensulfuron and cinosulfuron on soil microorganisms. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 36 (6): 775-782. http://dx.doi.org/10.1081/pfc-100107411

Guimaraes-Soares, L.; Pascoal, C.; Cassio, F., 2007. Effects of heavy metals on the production of thiol compounds by the aquatic fungi Fontanospora fusiramosa and Flagellospora curta. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (1): 36-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.005

Han, L.X.; Kong, X.B.; Xu, M.; Nie, J.Y., 2021. Repeated exposure to fungicide tebuconazole alters the degradation characteristics, soil microbial community and functional profiles*. *Environmental Pollution*, 287: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117660

Huntscha, S.; Stravs, M.A.; Buhlmann, A.; Ahrens, C.H.; Frey, J.E.; Pomati, F.; Hollender, J.; Buerge, I.J.; Balmer, M.E.; Poiger, T., 2018. Seasonal Dynamics of Glyphosate and AMPA in Lake Greifensee: Rapid Microbial Degradation in the Epilimnion During Summer. *Environmental Science & Technology*, 52 (8): 4641-4649. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b00314

Imfeld, G.; Duplay, J.; Payraudeau, S., 2021. Comment on 'Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards' by Karimi et al. (2021). *Environmental Chemistry Letters*, 19 (5): 3525-3527. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-021-01259-y

Imfeld, G.; Vuilleumier, S., 2012. Measuring the effects of pesticides on bacterial communities in soil: A critical review. *European Journal of Soil Biology*, 49: 22-30. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.010

Itoh, K., 2014. Study of the ecology of pesticide-degrading microorganisms in soil and an assessment of pesticide effects on the ecosystem. *Journal of Pesticide Science*, 39 (3-4): 174-176. http://dx.doi.org/10.1584/jpestics.J14-03

Ittner, L.D.; Junghans, M.; Werner, I., 2018. Aquatic Fungi: A Disregarded Trophic Level in Ecological Risk Assessment of Organic Fungicides. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 18. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00105

Janssen, R.; Skeff, W.; Werner, J.; Wirth, M.A.; Kreikemeyer, B.; Schulz-Bull, D.; Labrenz, M., 2019. A Glyphosate Pulse to Brackish Long-Term Microcosms Has a Greater Impact on the Microbial Diversity and Abundance of Planktonic Than of Biofilm Assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6: 17. http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00758

Joly, P.; Bonnemoy, F.; Besse-Hoggan, P.; Perriere, F.; Crouzet, O.; Cheviron, N.; Mallet, C., 2015. Responses of Limagne "Clay/Organic Matter-Rich" Soil Microbial Communities to Realistic Formulated Herbicide Mixtures, Including S-Metolachlor, Mesotrione, and Nicosulfuron. *Water Air and Soil Pollution*, 226 (12): 15. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-015-2683-0

Karimi, B.; Masson, V.; Guilland, C.; Leroy, E.; Pellegrinelli, S.; Giboulot, E.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021a. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (3): 2013-2030. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x

Katayama, A.; Funasaka, K.; Fujie, K., 2001. Changes in the respiratory quinone profile of a soil treated with pesticides. *Biology and Fertility of Soils*, 33 (6): 454-459. http://dx.doi.org/10.1007/s003740100355

Kennedy, E.; Leff, L.G.; de Szalay, F.A., 2012. Herbiciding Phragmites australis: effects on litter decomposition, microbial biomass, and macroinvertebrate communities. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (4): 309-319. http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0179

Kepler, R.M.; Schmidt, D.J.E.; Yarwood, S.A.; Cavigelli, M.A.; Reddy, K.N.; Duke, S.O.; Bradley, C.A.; Williams, M.M.; Buyer, J.S.; Maul, J.E., 2020. Soil Microbial Communities in Diverse Agroecosystems Exposed to the Herbicide Glyphosate. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (5): 16. http://dx.doi.org/10.1128/aem.01744-19

Kinney, C.A.; Mandernack, K.W.; Mosier, A.R., 2005. Laboratory investigations into the effects of the pesticides mancozeb, chlorothalonil, and prosulfuron on nitrous oxide and nitric oxide production in fertilized soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (5): 837-850. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.044

Knapp, C.W.; Caquet, T.; Hanson, M.L.; Lagadic, L.; Graham, D.W., 2005. Response of water column microbial communities to sudden exposure to deltamethrin in aquatic mesocosms. *Fems Microbiology Ecology*, 54 (1): 157-165. http://dx.doi.org/10.1016/j.femsec.2005.03.004

Kreutzweiser, D.; England, L.; Shepherd, J.; Conklin, J.; Holmes, S., 2001. Comparative effects of a genetically engineered insect virus and a growth-regulating insecticide on microbial communities in aquatic microcosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 48 (1): 85-98. http://dx.doi.org/10.1006/eesa.2000.1992

Kreutzweiser, D.; Good, K.; Chartrand, D.; Scarr, T.; Thompson, D., 2007. Non-target effects on aquatic decomposer organisms of imidacloprid as a systemic insecticide to control emerald ash borer in riparian trees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68 (3): 315-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.04.011

Kreutzweiser, D.P.; Good, K.P.; Chartrand, D.T.; Scarr, T.A.; Thompson, D.G., 2008. Toxicity of the systemic insecticide, imidacloprid, to forest stream insects and microbial communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80 (3): 211-214. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-007-9347-8

Kumar, U.; Behera, S.; Saha, S.; Das, D.; Guru, P.K.; Kaviraj, M.; Munda, S.; Adak, T.; Nayak, A.K., 2020. Non-target effect of bispyribac sodium on soil microbial community in paddy soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 189: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110019

Larras, F.; Billoir, E.; Baillard, V.; Siberchicot, A.; Scholz, S.; Wubet, T.; Tarkka, M.; Schmitt-Jansen, M.; Delignette-Muller, M.L., 2018. DRomics: A Turnkey Tool to Support the Use of the Dose-Response Framework for Omics Data in Ecological Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, 52 (24): 14461-14468. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b04752

Letondor, C.; Pascal-Lorber, S.; Laurent, F., 2015. Uptake and distribution of chlordecone in radish: Different contamination routes in edible roots. *Chemosphere*, 118: 20-28. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.102

Lew, S.; Lew, M.; Biedunkiewicz, A.; Szarek, J., 2013. Impact of Pesticide Contamination on Aquatic Microorganism Populations in the Littoral Zone. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64 (3): 399-409. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-012-9852-6

Lew, S.; Lew, M.; Szarek, J.; Mieszczynski, T., 2009. Effect of pesticides on soil and aquatic environmental microorganisms - A short review. *Fresenius Environmental Bulletin*, 18 (8): 1390-1395.

Li, Y.F.; An, J.J.; Dang, Z.H.; Lv, H.Y.; Pan, W.L.; Gao, Z.L., 2018. Treating wheat seeds with neonicotinoid insecticides does not harm the rhizosphere microbial community. *Plos One*, 13 (12): 12. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0205200

Liu, Y.F.; Fan, X.X.; Zhang, T.k.; Sui, X.; Song, F.Q., 2021. Effects of atrazine application on soil aggregates, soil organic carbon and glomalin-related soil protein. *Plant Soil and Environment*, 67 (3): 173-181. http://dx.doi.org/10.17221/594/2020-pse

Lo, C.C., 2010. Effect of pesticides on soil microbial community. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 45 (5): 348-359. http://dx.doi.org/10.1080/03601231003799804

Lu, T.; Xu, N.H.; Zhang, Q.; Zhang, Z.Y.; Debognies, A.; Zhou, Z.G.; Sun, L.W.; Qian, H.F., 2020. Understanding the influence of glyphosate on the structure and function of freshwater microbial community in a microcosm. *Environmental Pollution*, 260: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114012

Lu, T.; Zhou, Z.G.; Zhang, Q.; Zhang, Z.Y.; Qian, H.F., 2019. Ecotoxicological Effects of Fungicides Azoxystrobin and Pyraclostrobin on Freshwater Aquatic Bacterial Communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 103 (5): 683-688. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-019-02706-x

Lv, T.; Zhang, Y.; Carvalho, P.N.; Zhang, L.; Button, M.; Arias, C.A.; Weber, K.P.; Brix, H., 2017. Microbial community metabolic function in constructed wetland mesocosms treating the pesticides imazalil and tebuconazole. *Ecological Engineering*, 98: 378-387. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.004

Magbanua, F.S.; Townsend, C.R.; Hageman, K.J.; Lange, K.; Lear, G.; Lewis, G.D.; Matthaei, C.D., 2013. Understanding the combined influence of fine sediment and glyphosate herbicide on stream periphyton communities. *Water Research*, 47 (14): 5110-5120. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.046

Mahamoud-Ahmed, A.; Lyautey, E.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Pesce, S., 2018. Environmental Concentrations of Copper, Alone or in Mixture With Arsenic, Can Impact River Sediment Microbial Community Structure and Functions. *Frontiers in Microbiology*, 9: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01852

Mahamoud-Ahmed, A.; Tardy, V.; Bonnineau, C.; Billard, P.; Pesce, S.; Lyautey, E., 2020. Changes in sediment microbial diversity following chronic copper-exposure induce community copper-tolerance without increasing sensitivity to arsenic. *Journal of Hazardous Materials*, 391: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122197

Marileo, L.G.; Jorquera, M.A.; Hernandez, M.; Briceno, G.; Mora, M.D.; Demanet, R.; Palma, G., 2016. Changes in bacterial communities by post-emergent herbicides in an Andisol fertilized with urea as revealed by DGGE. *Applied Soil Ecology*, 101: 141-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.02.003

Martinez, D.A.; Loening, U.E.; Graham, M.C., 2018. Impacts of glyphosate-based herbicides on disease resistance and health of crops: a review. *Environmental Sciences Europe*, 30: 14. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0131-7

Mbanaso, F.U.; Coupe, S.J.; Charlesworth, S.M.; Nnadi, E.O.; Ifelebuegu, A.O., 2014. Potential microbial toxicity and non-target impact of different concentrations of glyphosate-containing herbicide (GCH) in a model pervious paving system. *Chemosphere*, 100: 34-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.091

Medo, J.; Hricakova, N.; Makova, J.; Medova, J.; Omelka, R.; Javorekova, S., 2020. Effects of sulfonylurea herbicides chlorsulfuron and sulfosulfuron on enzymatic activities and microbial communities in two agricultural soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41265-41278. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-10063-0

Meena, R.S.; Kumar, S.; Datta, R.; Lal, R.; Vijayakumar, V.; Brtnicky, M.; Sharma, M.P.; Yadav, G.S.; Jhariya, M.K.; Jangir, C.K.; Pathan, S.I.; Dokulilova, T.; Pecina, V.; Marfo, T.D., 2020. Impact of Agrochemicals on Soil Microbiota and Management: A Review. *Land*, 9 (2): 21. http://dx.doi.org/10.3390/land9020034

Mercier, A.; Dictor, M.C.; Harris-Hellal, J.; Breeze, D.; Mouvet, C., 2013. Distinct bacterial community structure of 3 tropical volcanic soils from banana plantations contaminated with chlordecone in Guadeloupe (French West Indies). *Chemosphere*, 92 (7): 787-794. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.04.016

Mercurio, P.; Mueller, J.F.; Eaglesham, G.; O'Brien, J.; Flores, F.; Negri, A.P., 2016. Degradation of Herbicides in the Tropical Marine Environment: Influence of Light and Sediment. *Plos One*, 11 (11): 21. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0165890

Merlin, C.; Devers, M.; Beguet, J.; Boggio, B.; Rouard, N.; Martin-Laurent, F., 2016. Evaluation of the ecotoxicological impact of the organochlorine chlordecone on soil microbial community structure, abundance, and function. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4185-4198. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4758-2

Milenkovski, S.; Baath, E.; Lindgren, P.E.; Berglund, O., 2010. Toxicity of fungicides to natural bacterial communities in wetland water and sediment measured using leucine incorporation and potential denitrification. *Ecotoxicology*, 19 (2): 285-294. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0411-5

Monkiedje, A.; Spiteller, M.; Maniepi, S.J.N.; Sukul, P., 2007. Influence of metalaxyl- and mefenoxam-based fungicides on chemical and biochemical attributes of soil quality under field conditions in a southern humid forest zone of Cameroon. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (4): 836-842. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.10.002

Moretto, J.A.S.; Altarugio, L.M.; Andrade, P.A.; Fachin, A.L.; Andreote, F.D.; Stehling, E.G., 2017. Changes in bacterial community after application of three different herbicides. *Fems Microbiology Letters*, 364 (13): 6. http://dx.doi.org/10.1093/femsle/fnx113

Muturi, E.J.; Donthu, R.K.; Fields, C.J.; Moise, I.K.; Kim, C.H., 2017. Effect of pesticides on microbial communities in container aquatic habitats. *Scientific Reports*, 7: 10. http://dx.doi.org/10.1038/srep44565

Nguyen, D.B.; Rose, M.T.; Rose, T.J.; Morris, S.G.; van Zwieten, L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 92: 50-57. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Craig, P.; de Jong, F.; Manachini, B.; Sousa, P.; Swarowsky, K.; Auteri, D.; Arena, M.; Rob, S.; Prod, E.P.P.P., 2017. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for in-soil organisms. *Efsa Journal*, 15 (2): 225. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4690

Ortega, J.S.E.; Vasquez, N.N.A.; Alba, T.A.; de Salamone, I.E.G., 2021. Impact of management of cover crop-soybean agroecosystems on rhizosphere microbial communities. *European Journal of Soil Science*, 72 (3): 1154-1176. http://dx.doi.org/10.1111/ejss.13057

Parada, J.; Rubilar, O.; Diez, M.C.; Cea, M.; da Silva, A.S.; Rodriguez-Rodriguez, C.E.; Tortella, G.R., 2019a. Combined pollution of copper nanoparticles and atrazine in soil: Effects on dissipation of the pesticide and on microbiological community profiles. *Journal of Hazardous Materials*, 361: 228-236. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.042

Parada, J.; Rubilar, O.; Sousa, D.Z.; Martinez, M.; Fernandez-Baldo, M.A.; Tortella, G.R., 2019b. Short term changes in the abundance of nitrifying microorganisms in a soil-plant system simultaneously exposed to copper nanoparticles and atrazine. *Science of the Total Environment*, 670: 1068-1074. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.221

Perucci, P.; Dumontet, S.; Bufo, S.A.; Mazzatura, A.; Casucci, C., 2000. Effects of organic amendment and herbicide treatment on soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 32 (1): 17-23. http://dx.doi.org/10.1007/s003740000207

Pesce, S.; Batisson, I.; Bardot, C.; Fajon, C.; Portelli, C.; Montuelle, B.; Bohatier, J., 2009. Response of spring and summer riverine microbial communities following glyphosate exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (7): 1905-1912. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.07.004

Pesce, S.; Campiche, S.; Casado-Martinez, C.; Ahmed, A.M.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Lyautey, E.; Ferrari, B.J.D., 2020. Towards simple tools to assess functional effects of contaminants on natural microbial and invertebrate sediment communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (6): 6680-6689. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07331-z

Pesce, S.; Fajon, C.; Bardot, C.; Bonnemoy, F.; Portelli, C.; Bohatier, J., 2006. Effects of the phenylurea herbicide diuron on natural riverine microbial communities in an experimental study. *Aquatic Toxicology*, 78 (4): 303-314. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.006

Pesce, S.; Fajon, C.; Bardot, C.; Bonnemoy, F.; Portelli, C.; Bohatier, J., 2008. Longitudinal changes in microbial planktonic communities of a French river in relation to pesticide and nutrient inputs. *Aquatic Toxicology*, 86 (3): 352-360. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.11.016

Pesce, S.; Lambert, A.S.; Morin, S.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2018. Experimental Warming Differentially Influences the Vulnerability of Phototrophic and Heterotrophic Periphytic Communities to Copper Toxicity. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01424

Pesce, S.; Margoum, C.; Rouard, N.; Foulquier, A.; Martin-Laurent, F., 2013. Freshwater sediment pesticide biodegradation potential as an ecological indicator of microbial recovery following a decrease in chronic pesticide exposure: A case study with the herbicide diuron. *Ecological Indicators*, 29: 18-25. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.014

Pesce, S.; Zoghlami, O.; Margoum, C.; Artigas, J.; Chaumot, A.; Foulquier, A., 2016. Combined effects of drought and the fungicide tebuconazole on aquatic leaf litter decomposition. *Aquatic Toxicology*, 173: 120-131. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.01.012

Pimentao, A.R.; Pascoal, C.; Castro, B.B.; Cassio, F., 2020. Fungistatic effect of agrochemical and pharmaceutical fungicides on non-target aquatic decomposers does not translate into decreased fungi- or invertebrate-mediated decomposition. *Science of the Total Environment*, 712: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135676

Pizarro, H.; Di Fiori, E.; Sinistro, R.; Ramirez, M.; Rodriguez, P.; Vinocur, A.; Cataldo, D., 2016a. Impact of multiple anthropogenic stressors on freshwater: how do glyphosate and the invasive mussel Limnoperna fortunei affect microbial communities and water quality? *Ecotoxicology*, 25 (1): 56-68. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1566-x

Pizarro, H.; Vera, M.S.; Vinocur, A.; Perez, G.; Ferraro, M.; Helman, R.J.M.; Afonso, M.D., 2016b. Glyphosate input modifies microbial community structure in clear and turbid freshwater systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (6): 5143-5153. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5748-0

Pringault, O.; Lafabrie, C.; Avezac, M.; Bancon-Montigny, C.; Carre, C.; Chalghaf, M.; Delpoux, S.; Duvivier, A.; Elbaz-Poulichet, F.; Gonzalez, C.; Got, P.; Leboulanger, C.; Spinelli, S.; Hlaili, A.S.; Bouvy, M., 2016. Consequences of contaminant mixture on the dynamics and functional diversity of bacterioplankton in a southwestern Mediterranean coastal ecosystem. *Chemosphere*, 144: 1060-1073. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.093

Rasmussen, J.J.; Wiberg-Larsen, P.; Baattrup-Pedersen, A.; Monberg, R.J.; Kronvang, B., 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. *Science of the Total Environment*, 416: 148-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.057

Riah, W.; Laval, K.; Laroche-Ajzenberg, E.; Mougin, C.; Latour, X.; Trinsoutrot-Gattin, I., 2014. Effects of pesticides on soil enzymes: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 12 (2): 257-273. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-014-0458-2

Ricart, M.; Barcelo, D.; Geiszinger, A.; Guasch, H.; de Alda, M.L.; Romani, A.M.; Vidal, G.; Villagrasa, M.; Sabater, S., 2009. Effects of low concentrations of the phenylurea herbicide diuron on biofilm algae and bacteria. *Chemosphere*, 76 (10): 1392-1401. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.017

Rose, M.T.; Ng, E.L.; Weng, Z.; Wood, R.; Rose, T.J.; Van Zwieten, L., 2018. Minor effects of herbicides on microbial activity in agricultural soils are detected by N-transformation but not enzyme activity assays. *European Journal of Soil Biology*, 87: 72-79. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2018.04.003

Rossi, F.; Pesce, S.; Mallet, C.; Margoum, C.; Chaumot, A.; Masson, M.; Artigas, J., 2018. Interactive Effects of Pesticides and Nutrients on Microbial Communities Responsible of Litter Decomposition in Streams. *Frontiers in Microbiology*, 9: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.02437

Roussel, H.; Chauvet, E.; Bonzom, J.M., 2008. Alteration of leaf decomposition in copper-contaminated freshwater mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (3): 637-644. http://dx.doi.org/10.1897/07-168.1

Santisima-Trinidad, A.B.L.; Montiel-Rozas, M.D.; Diez-Rojo, M.A.; Pascual, J.A.; Ros, M., 2018. Impact of foliar fungicides on target and non-target soil microbial communities in cucumber crops. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166: 78-85. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.074

Sarnaik, S.S.; Kanekar, P.P.; Raut, V.M.; Taware, S.P.; Chavan, K.S.; Bhadbhade, B.J., 2006. Effect of application of different pesticides to soybean on the soil microflora. *Journal of Environmental Biology*, 27 (2): 423-426.

Schafer, J.R.; Hallett, S.G.; Johnson, W.G., 2012. Response of Giant Ragweed (Ambrosia trifida), Horseweed (Conyza canadensis), and Common Lambsquarters (Chenopodium album) Biotypes to Glyphosate in the Presence and Absence of Soil Microorganisms. *Weed Science*, 60 (4): 641-649. http://dx.doi.oeg/10.1614/ws-d-12-00050.1

Schoffer, J.T.; Sauve, S.; Neaman, A.; Ginocchio, R., 2020. Role of Leaf Litter on the Incorporation of Copper-Containing Pesticides into Soils Under Fruit Production: a Review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20 (3): 990-1000. http://dx.doi.org/10.1007/s42729-020-00186-1

Seghers, D.; Bulcke, R.; Reheul, D.; Siciliano, S.D.; Top, E.M.; Verstraete, W., 2003. Pollution induced community tolerance (PICT) and analysis of 16S rRNA genes to evaluate the long-term effects of herbicides on methanotrophic communities in soil. *European Journal of Soil Science*, 54 (4): 679-684. http://dx.doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0560.x

Soares, F.B.; Monteiro, A.C.; Barbosa, J.C.; Mochi, D.A., 2017. Population density of Beauveria bassiana in soil under the action of fungicides and native microbial populations. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 39 (4): 465-474. http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v39i4.32816

Sridhar, K.R.; Krauss, G.; Barlocher, F.; Raviraja, N.S.; Wennrich, R.; Baumbach, R.; Krauss, G.J., 2001. Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany. *Aquatic Microbial Ecology*, 26 (1): 73-80. http://dx.doi.og/10.3354/ame026073

Srinivasulu, M.; Mohiddin, G.J.; Madakka, M.; Rangaswamy, V., 2012. Effect of pesticides on the population of Azospirillum sp and on ammonification rate in two soils planted to groundnut (Arachis hypogaea L.). *Tropical Ecology*, 53 (1): 93-104.

Srinivasulu, M.; Rangaswamy, V., 2013. Influence of insecticides alone and in combination with fungicides on enzyme activities in soils. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 10 (2): 341-350. http://dx.doi.org/10.1007/s13762-012-0133-8

Staley, Z.R.; Harwood, V.J.; Rohr, J.R., 2015. A synthesis of the effects of pesticides on microbial persistence in aquatic ecosystems. *Critical Reviews in Toxicology*, 45 (10): 813-836. http://dx.doi.org/10.3109/10408444.2015.1065471

Su, X.X.; Chen, Y.; Wang, Y.Y.; Yang, X.Y.; He, Q., 2019. Impacts of chlorothalonil on denitrification and N2O emission in riparian sediments: Microbial metabolism mechanism. *Water Research*, 148: 188-197. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.052

Sun, T.; Li, M.Y.; Saleem, M.; Zhang, X.Y.; Zhang, Q.M., 2020. The fungicide "fluopyram" promotes pepper growth by increasing the abundance of P-solubilizing and N-fixing bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 188: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109947

Sura, S.; Waiser, M.; Tumber, V.; Farenhorst, A., 2012. Effects of herbicide mixture on microbial communities in prairie wetland ecosystems: A whole wetland approach. *Science of the Total Environment*, 435: 34-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.003

Sura, S.; Waiser, M.J.; Tumber, V.; Raina-Fulton, R.; Cessna, A.J., 2015. Effects of a herbicide mixture on primary and bacterial productivity in four prairie wetlands with varying salinities: An enclosure approach. *Science of the Total Environment*, 512: 526-539. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.064

Thiele-Bruhn, S.; Schloter, M.; Wilke, B.M.; Beaudette, L.A.; Martin-Laurent, F.; Cheviron, N.; Mougin, C.; Rombke, J., 2020. Identification of new microbial functional standards for soil quality assessment. *Soil*, 6 (1): 17-34. http://dx.doi.org/10.5194/soil-6-17-2020

Thiour-Mauprivez, C.; Martin-Laurent, F.; Calvayrac, C.; Barthelmebs, L., 2019. Effects of herbicide on non-target microorganisms: Towards a new class of biomarkers? *Science of the Total Environment*, 684: 314-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.230

Tien, C.J.; Lin, M.C.; Chiu, W.H.; Chen, C.S., 2013. Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on biofilm community structure. *Environmental Pollution*, 179: 95-104. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.009

Tlili, A.; Berard, A.; Roulier, J.L.; Volat, B.; Montuelle, B., 2010. PO43- dependence of the tolerance of autotrophic and heterotrophic biofilm communities to copper and diuron. *Aquatic Toxicology*, 98 (2): 165-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.008

Tlili, A.; Marechal, M.; Berard, A.; Volat, B.; Montuelle, B., 2011. Enhanced co-tolerance and co-sensitivity from long-term metal exposures of heterotrophic and autotrophic components of fluvial biofilms. *Science of the Total Environment*, 409 (20): 4335-4343. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.07.026

Tomco, P.L.; Seefeldt, S.S.; Rodriguez-Baisi, K.; Hatton, J.J.; Duddleston, K.N., 2020. Sub-Arctic Field Degradation of Metsulfuron-Methyl in Two Alaskan Soils and Microbial Community Composition Effects. *Water Air and Soil Pollution*, 231 (4): 11. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-020-04528-8

Tomkiel, M.; Bacmaga, M.; Borowik, A.; Kucharski, J.; Wyszkowska, J., 2019. Effect of a mixture of flufenacet and isoxaflutole on population numbers of soil-dwelling microorganisms, enzymatic activity of soil, and maize yield. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 54 (10): 832-842. http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2019.1636601

Vargas, R.P.F.; Saad, J.F.; Graziano, M.; Afonso, M.D.; Izaguirre, I.; Cataldo, D., 2019. Bacterial composition of the biofilm on valves of Limnoperna fortunei and its role in glyphosate degradation in water. *Aquatic Microbial Ecology*, 83 (1): 83-94. http://dx.doi.org/10.3354/ame01907

Vazquez-Blanco, R.; Arias-Estevez, M.; Baath, E.; Fernandez-Calvino, D., 2020. Comparison of Cu salts and commercial Cu based fungicides on toxicity towards microorganisms in soil. *Environmental Pollution*, 257: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113585

Vera, M.S.; Di Fiori, E.; Lagomarsino, L.; Sinistro, R.; Escaray, R.; Iummato, M.M.; Juarez, A.; de Molina, M.D.R.; Tell, G.; Pizarro, H., 2012. Direct and indirect effects of the glyphosate formulation Glifosato Atanor (R) on freshwater microbial communities. *Ecotoxicology*, 21 (7): 1805-1816. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0915-2

Vuyyuru, M.; Sandhu, H.S.; McCray, J.M.; Raid, R.N., 2018. Effects of Soil-Applied Fungicides on Sugarcane Root and Shoot Growth, Rhizosphere Microbial Communities, and Nutrient Uptake. *Agronomy-Basel*, 8 (10): 17. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy8100223

Wakelin, S.; Gerard, E.; Black, A.; Hamonts, K.; Condron, L.; Yuan, T.; van Nostrand, J.; Zhou, J.Z.; O'Callaghan, M., 2014. Mechanisms of pollution induced community tolerance in a soil microbial community exposed to Cu. *Environmental Pollution*, 190: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.008

Wang, Q.Y.; Zhou, D.M.; Cang, L., 2009. Microbial and enzyme properties of apple orchard soil as affected by long-term application of copper fungicide. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (7): 1504-1509. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.010

Wang, Z.G.; Hu, Y.; Xu, W.H.; Zhang, Y., 2015. Impact of atrazine on the microbial biomass and diversity of black soils. *Fresenius Environmental Bulletin*, 24 (10A): 3390-3397.

White, P.M.; Potter, T.L.; Culbreath, A.K., 2010. Fungicide dissipation and impact on metolachlor aerobic soil degradation and soil microbial dynamics. *Science of the Total Environment*, 408 (6): 1393-1402. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.012

Widenfalk, A.; Bertilsson, S.; Sundh, I.; Goedkoop, W., 2008. Effects of pesticides on community composition and activity of sediment microbes - responses at various levels of microbial community organization. *Environmental Pollution*, 152 (3): 576-584. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.003

Widenfalk, A.; Svensson, J.M.; Goedkoop, W., 2004. Effects of the pesticides captan, deltamethrin, isoproturon, and pirimicarb on the microbial community of a freshwater sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (8): 1920-1927. http://dx.doi.org/10.1897/03-345

Wightwick, A.M.; Reichman, S.M.; Menzies, N.W.; Allinson, G., 2013a. The Effects of Copper Hydroxide, Captan and Trifloxystrobin Fungicides on Soil Phosphomonoesterase and Urease Activity. *Water Air and Soil Pollution*, 224 (12): 9. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-013-1703-1

Wightwick, A.M.; Salzman, S.A.; Reichman, S.M.; Allinson, G.; Menzies, N.W., 2013b. Effects of copper fungicide residues on the microbial function of vineyard soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (3): 1574-1585. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1114-7

Wolejko, E.; Jablonska-Trypuc, A.; Wydro, U.; Butarewicz, A.; Lozowicka, B., 2020. Soil biological activity as an indicator of soil pollution with pesticides - A review. *Applied Soil Ecology*, 147: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.09.006

Yale, R.L.; Sapp, M.; Sinclair, C.J.; Moir, J.W.B., 2017. Microbial changes linked to the accelerated degradation of the herbicide atrazine in a range of temperate soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 7359-7374. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-8377-y

Yang, C.; Hamel, C.; Vujanovic, V.; Gan, Y., 2012. Nontarget effects of foliar fungicide application on the rhizosphere: diversity of nifH gene and nodulation in chickpea field. *Journal of Applied Microbiology*, 112 (5): 966-974. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05262.x

Yu, B.; Chen, Z.Y.; Lu, X.X.; Huang, Y.T.; Zhou, Y.; Zhang, Q.; Wang, D.; Li, J.Y., 2020. Effects on soil microbial community after exposure to neonicotinoid insecticides thiamethoxam and dinotefuran. *Science of the Total Environment*, 725: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138328

Zabaloy, M.C.; Garland, J.L.; Gomez, M.A., 2010. Assessment of the impact of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on indigenous herbicide-degrading bacteria and microbial community function in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 46 (2): 240-246. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.08.006

Zhang, M.; Liang, Y.C.; Son, A.; Yu, B.; Zeng, X.B.; Chen, M.S.; Yin, H.Q.; Zhang, X.X.; Sun, B.L.; Fan, F.L., 2017. Loss of soil microbial diversity may increase insecticide uptake by crop. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 240: 84-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.010

Zhang, Y.; Xu, J.; Dong, F.S.; Liu, X.G.; Wu, X.H.; Zheng, Y.Q., 2014. Response of microbial community to a new fungicide fluopyram in the silty-loam agricultural soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108: 273-280. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.018

Zubrod, J.P.; Bundschuh, M.; Feckler, A.; Englert, D.; Schulz, R., 2011. Ecotoxicological impact of the fungicide tebuconazole on an aquatic decomposer-detritivore system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (12): 2718-2724. http://dx.doi.org/10.1002/etc.679

Zubrod, J.P.; Englert, D.; Wolfram, J.; Rosenfeldt, R.R.; Feckler, A.; Bundschuh, R.; Seitz, F.; Konschak, M.; Baudy, P.; Luderwald, S.; Fink, P.; Lorke, A.; Schulz, R.; Bundschuh, M., 2017. Long-term effects of fungicides on leaf-associated microorganisms and shredder populations-an artificial stream study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (8): 2178-2189. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3756

Chapitre 8

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes terrestres

Auteurs : **Stéphanie Aviron**, **Colette Bertrand**, **Juliette Faburé**, **Céline Pelosi**, **Magali Rault** (coordinatrice)

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Pilote référent : Laure Mamy

Sommaire

1. Périmètre du travail concernant les invertébrés terrestres et présentation du corpus 549

2. Effets des PPP sur la biodiversité des organismes non cibles à l'échelle des populations et des communautés 551

2.1. Les insectes pollinisateurs 552
2.1.1. Effets combinés à l'échelle des systèmes de culture et mode de production 554
2.1.2. Effets létaux et sublétaux 556
2.1.3. Effets *via* les modifications de la qualité de l'habitat et des ressources 561

2.2. Les ennemis naturels des ravageurs : prédateurs et parasitoïdes 562
2.2.1. Effets combinés à l'échelle des systèmes de culture et mode de production 564
2.2.2. Effets létaux et sublétaux 568
2.2.3. Effets *via* la qualité de l'habitat et des ressources 571

2.3. Les organismes du sol 572
2.3.1. Effets des PPP sur les populations et communautés d'organismes du sol 573
2.3.2. Effets létaux et sublétaux 577
2.3.3. Effets *via* la qualité de l'habitat et des ressources 578

3. Quels impacts sur les fonctions écosystémiques ? 578

3.1. Le rôle des insectes pollinisateurs pour les fonctions de dispersion des propagules, de maintien des interactions biotiques, de la biodiversité et de l'intégralité des habitats 578

3.2. Le rôle des ennemis naturels des ravageurs pour les fonctions de fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques au sein des écosystèmes terrestres 580

3.3. Le rôle des organismes du sol pour les fonctions de formation et maintien de la structure du sol, et régulation des nutriments 582

4. Les molécules les plus préoccupantes 584

4.1. Les PPP de synthèse 584

4.2. Les produits de biocontrôle 585

4.3. Autres 587

5. Identification de facteurs aggravant ou atténuant les effets des PPP sur les invertébrés 588

5.1. Les pratiques culturales 588

5.2. Les aménagements et le contexte paysager 590

5.3. Facteurs météorologiques et climatiques 591

6. Outils et méthodes pour l'évaluation des effets 591

6.1. Evolution des organismes modèles 591

6.2. Les indices de toxicité ou de risque 593

6.3. Méthodes innovantes 595

7. Conclusions générales 597

7.1. Les acquis 597

7.2. Les controverses 599

7.3. Les lacunes et les perspectives 600

Références bibliographiques 603

1. Périmètre du travail concernant les invertébrés terrestres et présentation du corpus

Les invertébrés terrestres présentent un éventail très diversifié de phyla et constituent une composante majeure des écosystèmes terrestres. Ils sont largement majoritaires au regard de la faune mondiale. Toutes les espèces d'invertébrés terrestres ne sont pas encore connues et, de cette grande diversité, résultent des traits fonctionnels très hétérogènes (traits phénologiques, morphologiques, comportementaux et physiologiques). Les invertébrés terrestres sont présents dans tous les milieux, dont les agrosystèmes où ils sont exposés aux différents produits phytopharmaceutiques (PPP). D'un point de vue écotoxicologique, la grande diversité des invertébrés terrestres rend difficile l'évaluation des effets des PPP, car chaque espèce présente une sensibilité spécifique vis-à-vis d'un pesticide. Face à cette incroyable diversité, nous avons concentré nos analyses sur les arthropodes (dont les insectes et les arachnides), les annélides (vers de terre et enchytréides) et les nématodes.

Si, aujourd'hui, l'impact de l'utilisation des pesticides sur la biodiversité est largement étudié et discuté, au cours de ces 20 dernières années, les recherches ont évolué dans le but d'établir : (i) des corrélations entre les études conduites au laboratoire et les études réalisées sur le terrain, et (ii) d'évaluer les impacts des PPP de l'individu aux communautés (Kohler et Triebskorn, 2013).

Il en résulte que, depuis 2010, certains auteurs alarment sur l'urgence de faire évoluer les pratiques agricoles en développant le contrôle biologique pour minimiser l'utilisation des pesticides et permettre de restaurer la biodiversité au niveau européen (Geiger *et al.*, 2010).

Dans ce contexte, et en nous appuyant sur les requêtes bibliographiques communes (« Pesticides » ; « Biodiversité » ; « Ecotoxicologie » ; « Ecosystèmes terrestres »), nous avons adapté notre corpus bibliographique de manière à réduire et cibler le nombre d'articles sur notre problématique. Nous avons modifié la liste des mots clés en supprimant les termes trop généraux (biocontrol ; soil ; bacterial ; microorganism ; microbial…) et en incluant des termes plus spécifiques (organic management ; agrichemical ; pollinator ; cover crop…).

A la suite de cette première sélection, 6 439 articles ont été retenus. Compte tenu de l'ampleur de la littérature scientifique internationale publiée sur le sujet ces 20 dernières années, nous avons ensuite volontairement limité notre sélection aux études réalisées au champ, et éliminé les études réalisées au laboratoire (854 articles retenus sur 6 439). Ce corpus a été réparti en trois groupes : (i) invertébrés aériens, (ii) invertébrés vivant en surface du sol et (iii) invertébrés du sol, en fonction des spécificités de chaque expert. Une deuxième sélection a alors été réalisée en ne gardant que les études les plus pertinentes en nous basant sur la qualité de l'approche expérimentale et de l'analyse des résultats. L'analyse de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité des invertébrés terrestres est rédigée en s'appuyant finalement sur un total de 460 références dont 377 (82%) retenues sur les 854 références de notre corpus auxquelles s'ajoutent 83 références (18%) complémentaires. Les références retenues sont récentes (75% depuis 2010, dont 8% publiées en 2021) et couvrent à 36% le groupe des abeilles et pollinisateurs (dont 43% sur les abeilles domestiques) ; 42% les invertébrés vivant en surface du sol (ennemis naturels, prédateurs et parasitoïdes) et 23% les organismes du sol. La figure 8-1. met en évidence la part importante des insecticides néonicotinoïdes étudiés parmi les différentes familles de pesticides.

D'autre part, nous avons choisi de sélectionner majoritairement des publications dont les travaux sont conduits en Europe (Figure 8-2.A), si bien qu'INRAE, le CNRS et les universités françaises sont les affiliations majoritaires de notre corpus (Figure 8-2.B).

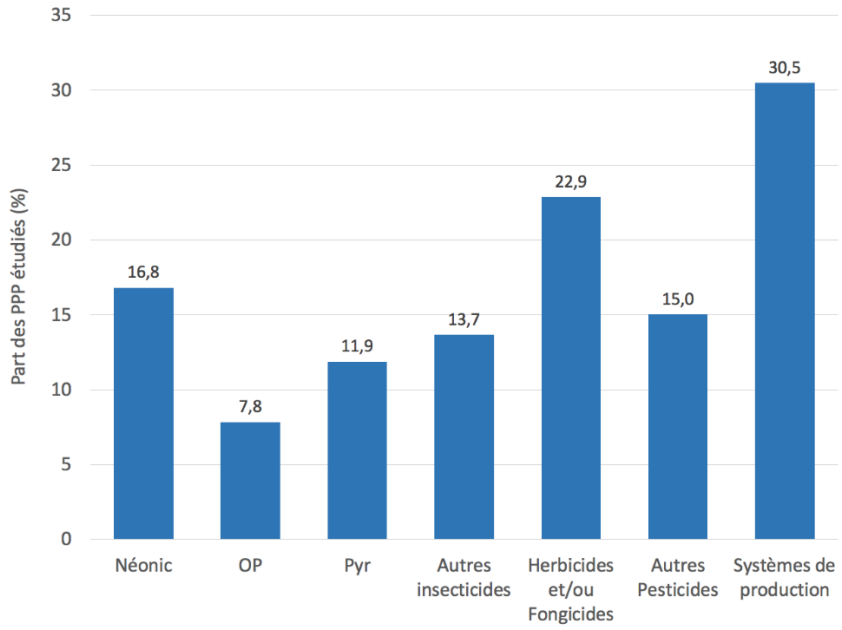


Figure 8-1. Distribution des différentes familles de PPP étudiées.
Néonic = Néonicotinoïdes ; OP = Organophosphorés ; Pyr = Pyréthrinoïdes ; Autres insecticides = Insecticides à l'exclusion des néonicotinoïdes, des OP et des pyréthrinoïdes ; Autres Pesticides = Autres PPP seuls ou en mélange ; Systèmes de production = Agriculture biologique, raisonnée ou conventionnelle sans précision de PPP utilisés.

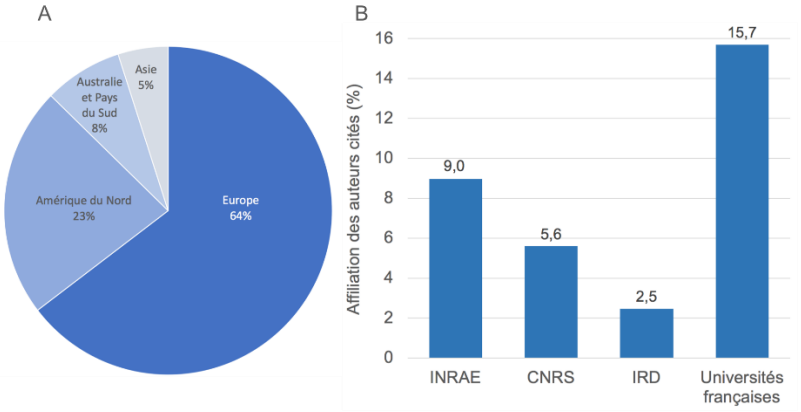


Figure 8-2. (**A**) : Distribution géographique du corpus cité et **Figure 8-2.** (**B**) : Part respective des affiliations.
INRAE occupe le second rang juste derrière l'ensemble des universités françaises.

Fonctions écosystémiques considérées

Le corpus bibliographique portant sur les invertébrés terrestres est distribué selon une approche plus fonctionnelle que taxonomique. Il porte majoritairement sur les auxiliaires de cultures (qui participent aux fonctions écosystémiques définies dans le Chapitre 3), et a dicté notre analyse. De ce fait, pour rester fidèle aux articles cités qui font généralement référence aux grandes fonctions écologiques telles que la pollinisation, le contrôle biologique ou encore la fertilité des sols, nous conserverons spécifiquement ce vocabulaire. Par souci de cohésion avec l'ensemble de l'ESCo, chacune de ces fonctions est mise en regard des fonctions écosystémiques définies dans le Chapitre 3 (Tableau 8-1).

Tableau 8-1. Relations entre fonctions écosystémiques définies dans l'ESCo et le vocabulaire associé au chapitre « invertébrés terrestres ».

	Fonctions écosystémiques définies dans l'ESCo (Chapitre 3)	**Fonctions écologiques associées, issues du corpus « invertébrés terrestres »**
2	Dissipation des contaminants et des déchets dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Potentiel de biodégradation Activités enzymatiques de métabolisation
4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments	Bioturbation des sols Développement racinaire
5	Régulation des flux d'eau	Bioturbation des sols Développement racinaire
8	Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Activités enzymatiques des sols Décomposition de la matière organique
9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments	Bioturbation des sols
10	Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Pollinisation
11	Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Disponibilité des ressources Interactions trophiques Pollinisation Parasitisme Prédation Contrôle biologique Bioturbation des sols
12	Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Pollinisation Bioturbation des sols

2. Effets des PPP sur la biodiversité des organismes non cibles à l'échelle des populations et des communautés

L'analyse du corpus montre que différentes approches sont mobilisées pour évaluer les effets des PPP sur les invertébrés terrestres. Un premier type d'approche fait référence aux études qui portent sur les effets des PPP sur les populations et les communautés, analysés *in situ* via des approches corrélatives aux champs, et parfois considérés de façon combinée (et donc non dissociée) avec l'ensemble des pratiques mises en œuvre dans le cadre des systèmes de culture ou systèmes de production (biologiques *vs*. conventionnels). Ces travaux ont l'avantage d'apporter des éléments de réponse quant aux impacts qualitatifs (modifications de la diversité spécifique ou fonctionnelle des communautés) et quantitatifs (abondance d'espèces ou groupes d'espèces) des pesticides sur les invertébrés *in natura*. Toutefois, ces études ne permettent pas de faire un lien de cause à effet entre des molécules ou types de PPP spécifiques, de par les multiples facteurs confondants inhérents à ce type d'approches (effets d'autres interventions culturales, variations liées au contexte environnemental local, contexte climatique, etc.). En outre, elles ne permettent pas de distinguer ce qui relève d'effets directs ou indirects des pesticides sur les invertébrés. **Les effets directs résultent d'une exposition par contact ou par voie orale (*via* l'ingestion de ressources alimentaires : eau, pollen, nectar, miellat, proies, etc.)** (Thompson, 2001b ; Brittain et Potts, 2011 ; Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Torres et Bueno, 2018 ; Cham *et al.*, 2019 ; Uhl et Brühl, 2019) qui induit des effets létaux ou sublétaux (altération des processus physiologiques, du système immunitaire, de la reproduction ou du comportement) sur les individus. **Les effets indirects des PPP interviennent en altérant la qualité des ressources biotiques (diminution de la disponibilité en ressources floristiques ou faunistiques, pour l'alimentation ou la reproduction) et abiotiques (modifications des conditions microclimatiques ou de la disponibilité en abris contre les prédateurs *via* l'altération des couverts végétaux)** pour les invertébrés (Bohnenblust *et al.*, 2016 ; Prosser *et al.*, 2016 ; Russo *et al.*, 2020). Les études menées en conditions (semi)contrôlées sont donc complémentaires pour préciser ce qui relève d'effets directs ou indirects dans la réponse des invertébrés aux pesticides. Parmi ces études, une grande partie des travaux porte sur les effets létaux ou sublétaux de produits et molécules spécifiques sur les invertébrés, le plus souvent analysés *via* des études au laboratoire ou en conditions semi-expérimentales (« *semi-field studies* »). Ces études ciblent principalement le

niveau des individus ou des populations et permettent d'apporter des éléments de compréhension quant aux mécanismes impliqués dans la réponse des invertébrés à des produits ou molécules spécifiques. Enfin, d'autres travaux s'intéressent de façon plus ciblée aux effets indirects des herbicides sur les invertébrés, *via* les modifications de leurs ressources et de leurs habitats. Ces travaux sont alors évalués le plus souvent en conditions expérimentales ou *via* des observations aux champs, au niveau des populations ou des communautés.

La synthèse des articles concernant l'impact des PPP sur les invertébrés terrestres est structurée selon une approche fonctionnelle en distinguant les invertébrés (insectes) aériens floricoles et pollinisateurs, puis les invertébrés aériens ou au sol, prédateurs ou parasitoïdes, et enfin les invertébrés du compartiment sol (Figure 8-3). Au sein de chacune de ces parties trois grands types d'approches sont mobilisés pour évaluer les effets des PPP sur les invertébrés terrestres : (i) les approches ciblées sur les effets des PPP *in natura*, considérés en combinaison au sein des systèmes de culture ou des modes de production agricole ; (ii) les approches ciblées sur les effets létaux ou sublétaux des PPP sur les invertébrés, évalués en conditions contrôlées (au laboratoire ou en conditions (semi)-expérimentales) ; (iii) les approches ciblées sur les effets indirects des PPP *via* la modification des ressources et des habitats pour les invertébrés, évalués en conditions (semi)-expérimentales.

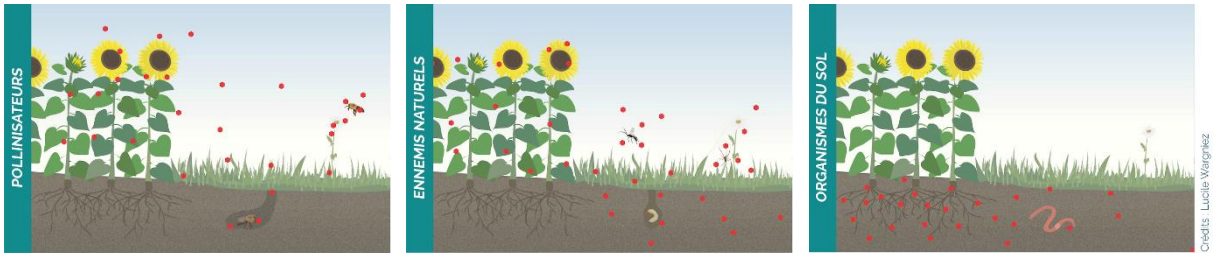


Figure 8-3. Les voies d'exposition des invertébrés terrestres aux PPP.

2.1. Les insectes pollinisateurs

En Europe, les insectes floricoles domestiques (abeille domestique, *Apis mellifera*) et sauvages (bourdons, abeilles solitaires, syrphes et autres diptères, lépidoptères, coléoptères et hyménoptères) sont les principaux organismes impliqués dans la pollinisation des plantes cultivées et non cultivées (Potts *et al.*, 2015). L'analyse du corpus montre que, parmi les articles sélectionnés, la majorité des études et connaissances produites concernent l'abeille domestique, les bourdons, les abeilles solitaires et, dans une moindre mesure, les syrphes et lépidoptères.

Effets observés sur les individus ou les populations : des effets spécifiques liés aux voies d'exposition et aux traits de vie des espèces

Dans leurs revues bibliographiques, Belsky et Joshi (2020) et Uhl et Brühl (2019) soulignent que les pollinisateurs domestiques et sauvages sont exposés à une diversité de PPP (insecticides, fongicides, herbicides…) comme en témoignent les résidus détectés dans les insectes eux-mêmes, leurs produits (miel, cire, etc.), ou les ruches dans le cas des pollinisateurs sociaux (voir par ex. Zawislak *et al.* (2019)). Cependant, bien que nécessaires pour mieux évaluer l'exposition des organismes aux PPP, **les données de résidus de PPP dans les individus sont rares**. Elles concernent essentiellement les abeilles domestiques (ex. Krupke *et al.* (2012); Porrini *et al.* (2014) ; Frazier *et al.* (2015) ; Alburaki *et al.* (2018) ; Zawislak *et al.* (2019) ; Varikou *et al.* (2020), ou plus rarement les bourdons (Varikou *et al.*, 2020), et se limitent souvent à une seule classe de molécules (néonicotinoïdes dans la plupart des cas) (Uhl et Brühl, 2019)). Quelques travaux, comme ceux de Hladik *et al.* (2016), ont tout de même permis de montrer que les abeilles étaient exposées à une large gamme de pesticides : 18 pesticides et un métabolite ont été retrouvés dans les abeilles analysées, essentiellement des insecticides (ex. thiaméthoxame, bifenthrine) mais également plusieurs fongicides (ex. azoxystrobine, pyraclostrobine) et quelques herbicides (ex. atrazine).

Les voies majeures d'exposition des pollinisateurs aux PPP sont (i) le contact direct avec les produits à action foliaire pendant leur application sur les cultures, (ii) le contact avec leurs résidus présents sur les plantes, (iii) l'ingestion de pollen, nectar, ou d'eau contaminés (Thompson, 2001b ; Brittain et Potts, 2011 ; Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Cham *et al.*, 2019 ; Uhl et Brühl, 2019). Les résidus de pesticides sont trouvés aussi bien dans le pollen et sur les fleurs des cultures exploitées par les insectes, que sur les fleurs sauvages des éléments non cultivés adjacents du fait de phénomènes de dérive des traitements, de dispersions de poussières ou encore de ruissellement. **Dans le cas des pollinisateurs sauvages, l'exposition se fait également par une contamination directe des nids et des larves qui s'y développent,** *via* les sols traités pour les abeilles qui y nichent (soit plus de 60% des espèces d'abeilles européennes), ou *via* l'utilisation de matériaux contaminés (végétaux, résines, poussière et terre) (Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Cham *et al.*, 2019). Dans leur revue bibliographique, Uhl et Brühl (2019) concluent que tous les compartiments de l'habitat des pollinisateurs sont donc potentiellement contaminés et sources d'exposition. **Mais les études peinent encore à faire le lien entre la contamination des habitats et l'exposition réelle des individus. Les données limitées concernant l'exposition réelle des individus au champ ne permettent pas d'établir des liens entre les études conduites au laboratoire et les phénomènes observés *in natura*.**

L'exposition aux PPP et leurs effets sont susceptibles de varier selon les groupes de pollinisateurs considérés, du fait de leurs traits de vie contrastés (Brittain et Potts, 2011 ; Belsky et Joshi, 2019 ; 2020). Par exemple, le spectre alimentaire (diversité des plantes butinées), la période d'activité ou encore le mode de nidification déterminent en partie l'exposition des abeilles (Uhl et Brühl, 2019). Dans le cas des bourdons, les risques d'exposition aux pesticides varient selon différents facteurs (Thompson, 2001a ; Belsky et Joshi, 2019). Ils sont susceptibles d'être exposés à des concentrations moins élevées de pesticides que les abeilles domestiques en raison de leur grande taille et de la présence de poils denses qui réduisent le contact direct avec les molécules. A l'inverse, ils sont plus exposés aux pesticides en comparaison des abeilles domestiques de par (i) leur comportement plus actif de recherche de nourriture, (ii) leur période d'activité plus longue, (iii) la consommation d'une plus grande quantité de pollen par les larves, et (iv) la concentration plus élevée de résidus dans le pollen, brut et non altéré, consommé par les bourdons. Les reines sont aussi particulièrement exposées aux pesticides avant et pendant la construction du nid : elles sont alors en contact direct avec les molécules car elles butinent pour se nourrir et pour approvisionner le nid pendant cette période. Le sol, s'il est contaminé, est un substrat à risque pour les larves de bourdons en développement et la reine qui hivernent dans les nids souterrains. Dans le cas des abeilles solitaires, les voies d'exposition sont complexes et variables selon les espèces. Comme les bourdons, elles consomment du pollen brut et non altéré, très concentré en pesticides. Par ailleurs, selon leur mode de nidification, qui varie fortement entre espèces, les abeilles solitaires ne sont pas seulement exposées aux pesticides volatils, mais aussi à ceux présents dans le sol des milieux agricoles, ou sur les matériaux utilisés pour la construction des nids (résines végétales, poussière ou terre, cire, etc.) (Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Cham *et al.*, 2019). Enfin, certains auteurs soulignent que les abeilles solitaires sont potentiellement plus exposées de par leur mobilité plus limitée en comparaison des pollinisateurs sociaux (Iwasaki et Hogendoorn, 2021).

L'abeille domestique étant un organisme modèle dans l'évaluation européenne des risques liés aux PPP, il existe de nombreuses données sur la toxicité aiguë des pesticides pour ce pollinisateur. Cependant, la sensibilité des autres espèces d'abeilles aux pesticides est largement moins étudiée alors qu'elle peut être très différente (Uhl et Brühl, 2019). C'est ce que mettent en évidence Arena et Sgolastra (2014) dans leur méta-analyse comparant la sensibilité à 53 pesticides (basée sur les indices LD50 et LC50) de l'abeille domestique et de 19 espèces d'abeilles sauvages sociales ou solitaires. Ils observent toutefois que, dans la majorité des études, l'abeille domestique présente une sensibilité plus élevée aux pesticides, suivie par les abeilles Mélipones, les bourdons et les abeilles solitaires. Malgré cela, les auteurs insistent sur la nécessité de considérer d'autres espèces que l'abeille domestique dans les évaluations des impacts des pesticides, du fait de la variabilité des modes d'exposition et des sensibilités des différentes espèces de pollinisateurs sauvages. Dans leur synthèse sur les abeilles Mélipones, Cham *et al.* (2019) soulignent que les abeilles domestiques ne peuvent être considérées comme indicatrices de la réponse de ces abeilles sauvages du fait de leurs traits de vie radicalement différents. Par exemple, même si la réponse individuelle d'une abeille domestique à un produit chimique peut être relativement similaire à celle d'une abeille solitaire, les similitudes disparaissent dès lors que l'on considère le niveau de la colonie. Une redondance

organisationnelle peut exister à cette échelle, pouvant aboutir à un fonctionnement apparemment normal de la colonie malgré un taux de mortalité relativement élevé des ouvrières, alors que ce phénomène est absent chez les abeilles solitaires (voir Henry *et al*. (2015) ; Franklin et Raine (2019)). Ces différences s'expriment également pour d'autres groupes d'abeilles sauvages, comme l'ont illustré récemment Alkassab *et al*. (2020) dans leur étude, qui montre qu'un mélange de deux insecticides (thiaclopride + prochloraz) a un effet néfaste sur les performances reproductrices des osmies rousses (abeille solitaire *Osmia bicornis*) mais n'impacte pas différents paramètres de développement des colonies de bourdons (*Bombus terrestris*). La taille des insectes, leur période de vol ou d'activité, leur caractère social ou solitaire, leur voltinisme, leur mobilité, ou encore leur mode de nidification seraient des facteurs importants pour expliquer les variations de sensibilité des pollinisateurs aux pesticides (Brittain et Potts, 2011) (Tableau 8-2). Les résultats obtenus par Mallinger *et al*. (2015) montrent ainsi que dans des vergers de pommiers, les abeilles des genres *Andrena* et *Lasioglossum* présentent des réponses opposées aux indices utilisés par les auteurs pour caractériser la toxicité des mélanges de pesticides appliqués sur ces cultures. Seul le genre *Lasioglossum* témoigne d'une corrélation négative entre la toxicité des pesticides utilisés et l'abondance et la richesse spécifique des abeilles. La plupart de ces abeilles sont des abeilles sociales de très petite taille et qui ont un faible rayon de butinage, autant de caractéristiques qui pourraient accroître l'exposition ou la sensibilité des abeilles aux pesticides apliqués dans les vergers. **Pour une même espèce, la réponse aux PPP est également variable en fonction des populations (du fait par exemple de différents niveaux d'expression de gènes ou de variations de séquence de certains gènes), du sexe des individus, ou encore du stade de développement** (Braak *et al*., 2018), et les patterns de réponse sont peu prévisibles et dépendent du pesticide étudié et de la dose d'exposition.

Tableau 8-2. Relations entre traits de vie des abeilles (domestiques et sauvages), voies d'exposition et sensibilité aux PPP (selon la revue de Brittain et Potts (2011)).

Trait de vie	Réponses des abeilles
Taille des espèces	Effets potentiellement plus marqués sur les espèces de petite taille, du fait d'une absorption plus élevée (en concentration par unité de surface corporelle) des pesticides, et de mouvements de recherche de nourriture en général plus limités.
Période d'activité / vol	Effets potentiellement plus marqués si application des pesticides pendant la période de vol des insectes.
Sociabilité	Effets potentiellement plus marqués sur les abeilles solitaires si application des pesticides pendant leur période de vol. Effets potentiellement plus marqués sur les pollinisateurs sociaux pendant la période d'activité des reines ; mais impacts sur les colonies compensés par le grand nombre d'individus présents.
Voltinisme	Effets potentiellement plus marqués sur les espèces univoltines si application des pesticides pendant leur période de vol.
Mode de nidification	Effets potentiellement plus marqués sur les espèces nichant dans le sol si les nids sont situés à proximité ou sous les zones d'exposition. Effets potentiellement plus marqués sur les espèces construisant des nids à partir de matériel végétal, de terre, ou de résines végétales, si ces matériaux sont contaminés.
Sexe des individus	Effets potentiellement plus marqués sur les abeilles mâles que les femelles.

2.1.1. Effets combinés à l'échelle des systèmes de culture et mode de production

Les effets des pesticides *in natura* sur la diversité des pollinisateurs ou sur leur abondance sont difficiles à mettre en évidence. Les résultats sont souvent corrélatifs et ne peuvent être reliés directement à l'utilisation des pesticides. En effet, les communautés de pollinisateurs sont influencées de façon simultanée par une multitude de facteurs parfois confondants (ex. pratiques agricoles et présence de multiples composés toxiques, conditions météorologiques, ressources alimentaires, génétique, agents pathogènes et maladies). Des résultats robustes exigent donc de vastes campagnes d'échantillonnage pendant plusieurs années (Uhl et Brühl, 2019). Par ailleurs, ces études ne permettent pas de distinguer ce qui relève des effets létaux ou sublétaux des pesticides utilisés, ou des effets liés à la modification des ressources floricoles des pollinisateurs.

En ce qui concerne les abeilles, quelques travaux explorent les corrélations qui existent entre (i) les abondances, la richesse spécifique ou la diversité des abeilles, et (ii) des indicateurs calculés par les auteurs afin d'estimer l'intensité d'usage des pesticides (ex. nombre d'applications d'insecticides (Kovács-Hostyánszki *et al.,* 2011) ou la toxicité de l'ensemble des pesticides utilisés sur les parcelles (Tuell et Isaacs, 2010 ; Mallinger *et al.*, 2015) et voir ci-après paragraphe 6.2 "les indices de toxicité et de risque"). Par exemple, Evans *et al.* (2018) mettent en évidence une diminution des abondances, ainsi que de la richesse et diversité spécifique des pollinisateurs (abeilles domestiques et solitaires, ainsi que syrphes et guêpes) le long d'un gradient d'usage de pesticides (insecticides et fongicides). L'étude menée par Kovács-Hostyánszki *et al*. (2011) montre par ailleurs que la richesse spécifique des abeilles est plus faible dans les parcelles qui subissent des applications élevées d'insecticides. Les communautés d'abeilles, ainsi que celles de syrphes, seraient également plus homogènes au sein des parcelles traitées (peu de variations de la composition des communautés au sein de la parcelle ; Dormann *et al.* (2007)). Dans leur revue bibliographique, Braak *et al*. (2018) montrent que peu de travaux s'intéressent à l'impact de l'utilisation de pesticides sur les communautés de papillons. Les quelques études identifiées (huit au total), qui comparent l'abondance ou la richesse spécifique des papillons dans des lieux ou à des époques où les niveaux de pression phytopharmaceutique (*i.e.* niveaux d'utilisation des pesticides) sont différents, mettent cependant en évidence la même tendance : une augmentation de l'usage des pesticides entraîne une réduction de l'abondance des papillons ou de leur richesse spécifique. Cependant, **les résultats de ces travaux qui explorent les relations entre applications de PPP et pollinisateurs sont souvent contradictoires, et ne permettent pas de dégager des conclusions claires quant à l'impact des PPP *in natura*** (voir par exemple Malamura *et al*. (2021)). Rolke *et al*. (2016) montrent par exemple, dans leur suivi réalisé à large échelle, que les colonies d'abeilles domestiques placées dans des cultures de colza traitées à la clothianidine présentent un développement et une reproduction similaires à celles qui n'y sont pas exposées. L'analyse du corpus montre ainsi que les corrélations observées sont variables entre études, ce qui pourrait être lié aux méthodes ou indicateurs utilisés, au contexte agro-pédoclimatique étudié, à la nature des pesticides utilisés sur les parcelles, mais également aux genres ou espèces d'abeilles présentes et à leurs traits d'histoire de vie.

Plus généralement, de nombreux travaux s'intéressent aux bénéfices pour les insectes pollinisateurs des systèmes de production en agriculture biologique par rapport aux systèmes conventionnels mobilisant des PPP de synthèse. D'une manière générale, ces travaux mettent en évidence **des effets positifs des systèmes en agriculture biologique sur les insectes pollinisateurs à différents niveaux d'organisation**, en comparaison de systèmes conventionnels (ex. Rosas-Ramos *et al*., 2020 ; Lichtenberg *et al*., 2017). A l'échelle locale, de la parcelle ou de l'exploitation agricole, les systèmes en agriculture biologique favorisent des abondances plus élevées et une meilleure reproduction des abeilles domestiques (ex. Wintermantel *et al*., 2019), une meilleure condition physique des ouvrières et de la colonie chez les bourdons (Adhikari *et al.*, 2019), une plus grande abondance et diversité d'abeilles sauvages (ex. Holzschuh *et al*., 2007 ; Happe *et al.*, 2018 ; Kehinde *et al.*, 2018 ; Martinez-Nunez *et al.*, 2019), une plus grande abondance et diversité de syrphes (Power *et al.*, 2016), des abondances (ex. Feber *et al*., (2007), et une diversité spécifique ou fonctionnelle (ex. Rundlöf *et al*., 2008a ; Puig-Montserrat *et al*., 2017 ; Goded *et al*., 2019) plus élevée de papillons rhopalocères. Belfrage *et al.* (2005) montrent que la taille des exploitations peut jouer un rôle important. Plus les exploitations conduites en agriculture biologique sont de petite taille, plus la diversité des cultures est élevée, induisant une augmentation de l'abondance des bourdons et des papillons. Inversement, les grandes exploitations conventionnelles offrant peu de diversité végétale voient les abondances de pollinisateurs diminuer (Belfrage *et al.*, 2005). Dans leur étude, Carrié *et al*. (2018) montrent également que les systèmes en agriculture biologique favorisent une plus grande stabilité spatiale et temporelle (intra et pluriannuelle) de la diversité des bourdons et papillons rhopalocères au sein des parcelles et des exploitations agricoles. En plus de favoriser la diversité spécifique locale (diversité α) des abeilles, la conduite des parcelles en agriculture biologique se traduit par une diversité spécifique des abeilles plus élevée entre parcelles ou entre régions (diversité β) (Clough *et al.*, 2007a). Les explications mises en avant par l'ensemble de ces études sont que les systèmes en agriculture biologique sont bénéfiques aux insectes pollinisateurs de par (i) la suppression des pesticides de synthèse, (ii) une diversité et abondance de ressources florales plus élevées et plus stables et (iii) une plus grande disponibilité d'habitats semi-naturels.

Certaines études montrent toutefois ici aussi **des résultats contradictoires** avec, dans certains cas, peu ou pas d'effet des pratiques en agriculture biologique sur les pollinisateurs domestiques ou sauvages (ex. abeilles domestiques et sauvages, lépidoptères, et syrphes en vigne (Brittain *et al.*, 2010) ; bourdons en systèmes céréaliers (Happe *et al.*, 2018) ; abeilles domestiques et sauvages et syrphes en vergers (Pardo *et al.*, 2020). Weibull et Östman (2003) montrent par exemple que la composition spécifique des communautés de papillons (*i.e.* nature des espèces présentes) diffère peu entre les systèmes de production en agriculture biologique et en agriculture conventionnelle. Dans leur étude, Brittain *et al*. (2010) expliquent l'absence d'effet des systèmes en agriculture biologique par le fait que les exploitations agricoles étudiées sont localisées dans des paysages d'agriculture intensive, où les pools d'espèces peuvent être trop réduits pour pouvoir observer les bénéfices de la suppression des pesticides. Les résultats de Gayer *et al*. (2021) montrent également que la nature des cultures prises en compte lors de la comparaison des systèmes en agriculture biologique et conventionnelle est très importante, car des couverts fleuris peuvent être très attractifs pour les pollinisateurs et donc abriter des abondances et une richesse spécifique importantes même lorsqu'ils sont cultivés en agriculture conventionnelle. Kehinde *et al*. (2018) expliquent, quant à eux, les variations régionales fortes de l'effet des systèmes en agriculture biologique sur l'abondance des abeilles sauvages en vigne par de possibles processus de compétition interspécifique pour les ressources florales.

Il est important de noter que **les effets positifs des pratiques en agriculture biologique peuvent également être observés à des échelles spatiales larges** dépassant celles de la parcelle ou de l'exploitation agricole, suggérant un bénéfice additionnel de la généralisation de pratiques biologiques à l'échelle des paysages agricoles (voir par ex. pour les abeilles domestiques (Wintermantel *et al.*, 2019) ; pour les abeilles sauvages, pour les papillons rhopalocères (Rundlof *et al.*, 2008a)). Cependant ces études menées à l'échelle du paysage restent rares. Or, les pollinisateurs sont des organismes mobiles, qui se déplacent entre de multiples habitats du paysage (parcelles cultivées, éléments adjacents). Dans leur revue de littérature, Uhl et Brühl (2019) émettent l'hypothèse que des dynamiques de type source-puits pourraient être à l'origine de processus de recolonisation des parcelles traitées. Les individus d'habitats semi-naturels migrent vers les parcelles traitées, subventionnant la population « puits » et masquant ainsi les effets des pesticides dans les parcelles. Mais cette dynamique peut potentiellement épuiser la population « source », effet délétère des pesticides ne pouvant être perçu que dans le cadre d'études à large échelle.

2.1.2. Effets létaux et sublétaux

Effets sur les abeilles domestiques

Les études qui évaluent les effets létaux ou sublétaux sur les abeilles domestiques sont le plus souvent menées au laboratoire ou en conditions semi-expérimentales. **Selon plusieurs synthèses scientifiques, les abeilles domestiques sont considérées comme étant plus sensibles aux PPP que les autres insectes pollinisateurs,** bien que certaines études fassent des observations contradictoires (Brittain et Potts, 2011 ; Arena et Sgolastra, 2014 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021)**. Les études montrent globalement que les insecticides induisent, outre une mortalité des individus, divers effets sublétaux** : ils provoquent une altération des capacités d'orientation et d'apprentissage, du comportement alimentaire (retard, baisse de l'activité de recherche de nourriture, baisse de la consommation de pollen, cannibalisme), de l'espérance de vie et du remplacement des ouvrières, de la taille des couvains, de la santé des adultes et des colonies (modification de l'activité enzymatique, altération des microbiotes) et de la survie des reines reproductrices (Thompson, 2003 ; Desneux *et al.*, 2007 ; Brittain et Potts, 2011 ; Frazier *et al.*, 2015 ; Zhu *et al.*, 2015 ; Muller, 2018 ; Tison *et al.*, 2019 ; Paris *et al.*, 2020 ; Di Noi *et al.*, 2021 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021 ; Macri *et al.*, 2021 ; Traynor *et al.*, 2021). La sensibilité des abeilles domestiques aux insecticides dépend cependant des espèces ou sous-espèces considérées, ou encore de l'âge des individus. Les relations entre sensibilité et âge des individus sont toutefois très contradictoires selon les insecticides testés, ce qui invite à évaluer les sensibilités des abeilles domestiques de façon spécifique pour chaque molécule d'insecticide. Les mécanismes moléculaires expliquant les différentes sensibilités des abeilles aux insecticides seraient liés à des activités enzymatiques potentiellement détoxifiantes.

Au-delà des insecticides, les fongicides et herbicides peuvent également impacter les abeilles domestiques car ils sont souvent appliqués pendant les périodes de floraison des cultures et autres plantes, périodes où ces insectes sont actifs et plus particulièrement exposés. Les études au laboratoire ou en conditions semi-expérimentales au champ montrent, comme pour les insecticides, des effets toxiques des fongicides sur les stades adultes (perturbations des processus moléculaires (expression des gènes) et de régulation hormonale, du comportement, du métabolisme, ou encore du système endocrinien) et larvaires (développement physiologique des larves et succès d'émergence au stade adulte) (Belsky et Joshi, 2020 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021). Les fongicides (ex. chlorothalonil et propiconazole) altèrent aussi le comportement alimentaire des abeilles (baisse de la consommation de pollen, cannibalisme), la taille des couvains, le renouvellement des ouvrières, ainsi que la santé et survie des reines reproductrices (Bernauer *et al.*, 2015 ; Fisher *et al.*, 2021 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021; Traynor *et al.*, 2021). Les herbicides ont également des effets létaux et sublétaux (Sharma *et al.*, 2018 ; Belsky et Joshi, 2020 ; Di Noi *et al.*, 2021 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021) : baisse de la fécondité des individus, altération du comportement des adultes (mémoire et apprentissage, capacités sensorielles, navigation), perturbation de leur activité métabolique, et modification du microbiote intestinal des larves (exemple du glyphosate dans les études de Castelli *et al*. (2021) ; Motta *et al*. (2020)). Quelques études menées sur des abeilles prélevées en plein champ (ex. Chakrabarti *et al*. (2015) ; Henry *et al*. (2015) ; Nogrado *et al*. (2019)), et donc exposées *in natura* de façon réaliste à des pesticides seuls ou en mélanges, corroborent les résultats d'expérimentations en conditions contrôlées sur les impacts délétères des pesticides sur les individus.

Les pesticides sont supposés altérer les réponses immunitaires humorales et cellulaires des insectes pollinisateurs, comme le soulignent Di Noi *et al*. (2021) dans leur synthèse portant sur l'abeille domestique. Des expérimentations en conditions semi-contrôlées ont ainsi montré que l'exposition aux néonicotinoïdes était liée à une augmentation de la sensibilité des abeilles domestiques aux maladies et aux parasites (Pettis *et al.*, 2013; Muller, 2018 ; Uhl et Brühl, 2019). Grassl *et al*. (2018) mettent en évidence des effets négatifs synergiques entre l'application d'insecticides (thiaméthoxame) et l'exposition au pathogène *Nosema apis* sur la survie des abeilles domestiques adultes. Paris *et al*. (2020) montrent que l'application de fongicides (carboxamide, boscalide) n'a pas d'effet sur les abeilles domestiques saines, tandis qu'elle entraîne leur mortalité si elles sont infectées par le parasite *Nosema ceranae*. Ces effets sont associés à une altération du microbiote des abeilles parasitées et exposées au fongicide. Castelli *et al*. (2021) ont montré que si l'exposition chronique au glyphosate augmente l'immunité des abeilles, cette augmentation n'est pas suffisante pour les protéger des parasites, et leur durée de vie est fortement raccourcie. Toutefois, dans leur étude, James et Xu (2012) affirment qu'en l'état actuel des connaissances, il n'est pas possible d'affirmer que les pesticides affectent l'immunité virale des abeilles.

Enfin, les rares travaux du corpus qui s'intéressent aux possibles effets répulsifs des pesticides (insecticides et herbicides, utilisés seuls ou en combinaison) ne montrent pas ce type de réponse chez l'abeille domestique (Fagundez *et al.*, 2016).

Effets sur les abeilles sauvages

Si les effets toxiques des PPP sont bien documentés pour les abeilles domestiques, ils sont moins souvent étudiés dans le cas des bourdons et encore moins dans le cas des autres abeilles sauvages, du fait de la difficulté à les évaluer en conditions contrôlées ou semi-contrôlées pour ces insectes. Les études menées au champ (ou en conditions semi-contrôlées) concernent le plus souvent une espèce de bourdon (*Bombus terrestris*) et une espèce d'abeille solitaire (*Osmia bicornis*) (Uhl et Brühl, 2019), malgré quelques études ponctuelles sur d'autres espèces sauvages d'abeilles sociales (par ex. les Mélipones (Botina *et al.*, 2020)) ou solitaires (par ex. *Eucera pruinos* (Chan et Raine, 2021) ; *Megachile rotundata* (Pitts-Singer et Barbour, 2017)).

Dans leur revue bibliographique, Belsky et Joshi (2019) mettent en évidence que l'exposition des bourdons aux pesticides a des effets sur la production des ouvrières, la biomasse totale des individus, le poids des reines et la croissance des colonies. Une réduction de la masse corporelle des ouvrières (Baron *et al.*, 2014) et des déséquilibres du sex-ratio peuvent également être observés (Uhl et Brühl, 2019). Les effets toxiques des insecticides ou fongicides s'expriment en affectant la performance et la productivité des colonies de bourdons

(biomasse, reproduction des individus, longévité, etc.), mais également le comportement des individus (vol des individus) (Gill *et al.*, 2012 ; Gill et Raine, 2014 ; Belsky et Joshi, 2019). La seule étude du corpus s'intéressant aux impacts des pesticides sur l'immunité des bourdons ne montre pas d'effets synergiques entre l'exposition de *Bombus terrestris* aux néonicotinoides et au parasite *Crithidia bombi* (Fauser *et al.*, 2017). Dans le cas des herbicides, les quelques études existantes mettent en évidence des effets létaux ou sublétaux sur les individus (longévité des individus, poids et régulation des colonies de bourdons) (Belsky et Joshi, 2020).

Dans le cas des abeilles solitaires, les études sont souvent ciblées sur des produits spécifiques et des espèces particulières, dont certaines d'importance pour la pollinisation des cultures. Dans une étude évaluant les effets d'insecticides systémiques (traitement du sol, traitement de semences et application foliaire), des effets négatifs de traitements du sol avec de l'imidaclopride ont été constatés sur la reproduction (diminution du nombre de nids et de larves) d'une abeille solitaire nichant dans le sol (*Eucera pruinosa*) et sur sa consommation de pollen (Chan et Raine, 2021). Ces effets ne sont pas constatés pour des néonicotinoides utilisés en traitement de semences (thiaméthoxame) ou pour des insecticides utilisés en application foliaire (chlorantraniliprole) ce qui souligne que l'exposition *via* le sol représenterait un risque plus important pour cet insecte pollinisateur et la pollinisation des cultures qu'il réalise (Chan et Raine, 2021). Certains insecticides systémiques tels que le sulfoxaflor ou le diméthoate peuvent également induire chez les abeilles du genre *Osmia* une mortalité des adultes, une altération de leur comportement alimentaire, de leur activité et capacité de vol ainsi que de leur reproduction (Boff *et al.*, 2021 ; Franke *et al.*, 2021). Dans l'étude de Pitts-Singer et Barbour (2017), des effets létaux d'un insecticide (novaluron) ont été observés sur les stades immatures de l'abeille solitaire *Megachile rotundata.* La pulvérisation d'herbicides (glyphosate) affecte également la reproduction de cette espèce, en altérant le comportement de ponte des femelles et le succès d'émergence des abeilles (Graffigna *et al.*, 2021). Des travaux montrent également que les fongicides peuvent impacter la capacité reproductive (capacité à construire les sites de nidification notamment) et le comportement des abeilles solitaires (ex. abeilles du genre *Osmia*), comme pour les pollinisateurs sociaux (Belsky et Joshi, 2020). Mais, dans l'ensemble, des résultats contradictoires entre études sont souvent constatés : les effets toxicologiques des pesticides (fongicides et herbicides notamment) apparaissent variables selon les espèces (absence d'effet dans certains cas) (Iwasaki et Hogendoorn, 2021).

L'impact des pesticides sur les abeilles sauvages sociales du groupe des Mélipones est très peu étudié. On note toutefois la méta-analyse de Botina *et al*. (2020) qui met en évidence que des insecticides ont des effets létaux sur les larves et adultes de ces abeilles, plus marqués dans le cas de l'imidaclopride (néonicotinoïde) et du spinosad (insecticide d'origine naturelle, autorisé en agriculture biologique et inscrit sur la liste des produits de biocontrôle).

En ce qui concerne l'interaction entre l'exposition aux pesticides et à certains parasites ou maladies, les quelques études disponibles ne permettent pas de conclure quant à un impact systématique des pesticides sur l'immunocompétence des pollinisateurs sauvages, ex. Baron *et al.* (2014). Mais de récents travaux comme ceux de Brandt *et al*. (2020) laissent tout de même supposer que, comme déjà observé chez les abeilles domestiques, les pesticides sont susceptibles d'affaiblir le système immunitaire des abeilles sauvages, les rendant ainsi plus vulnérables aux parasites ou aux agents pathogènes.

Effets sur les autres groupes de pollinisateurs

Il existe très peu d'informations sur les effets des pesticides sur les autres groupes de pollinisateurs (ex. syrphes, lépidoptères (Uhl et Brühl, 2019)).

Dans leur revue bibliographique, Braak *et al*. (2018) soulignent le fait que de nombreuses études ont été menées sur les effets de l'occupation des sols et de la fragmentation du paysage sur les populations de papillons, mais que la prise en compte de l'impact de l'utilisation des pesticides sur les espèces non cibles est rare. Pourtant, les papillons seraient un modèle d'étude très pertinent : faciles à échantillonner, bons indicateurs de l'état de santé de l'environnement, leur écologie et leur abondance sont bien connus (en comparaison avec beaucoup d'autres taxons d'invertébrés), et ils font partie à l'heure actuelle des insectes les plus menacés d'extinction (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019) (Figure 8-4.). Les études recensées portent essentiellement sur les effets liés à l'application

d'insecticides, auxquels les papillons peuvent être exposés *via* le butinage de plantes non cibles en bordure de parcelle (haies ou bordures de champs contaminées *via* des processus de dérive, de dispersion de poussière ou de ruissellement). Mais, Braak *et al*. (2018) concluent qu'il existe trop peu d'études à l'heure actuelle pour déterminer de façon fiable la nocivité des pesticides pour les papillons non cibles. Les effets d'insecticides comme les néonicotinoïdes dépendraient du contexte environnemental, de la méthode d'application des pesticides, des doses d'exposition, des paramètres biologiques étudiés, ou encore du stade de développement des insectes lors de leur exposition (Braak *et al.*, 2018). Chez les papillons monarques, l'exposition de jeunes adultes à des doses d'imidaclopride considérées comme réalistes n'entraîne pas d'effet significatif sur la production d'oocytes (James, 2019). Mais cette exposition impacte considérablement la longévité des insectes, ce qui est susceptible d'être à l'origine de graves conséquences sur le développement, la migration et l'hivernation des populations de monarques. En revanche, d'autres études comme celle de Wilcox *et al*. (2021) montrent que lorsque les papillons monarques sont exposés au stade larvaire à des plantes traitées à la clothianidine aucun effet significatif n'est observé sur différents paramètres permettant de caractériser la migration des individus (ex. orientation des vols, vitesse de déplacement). Au niveau des communautés, d'autres études mettent en évidence que l'utilisation d'insecticides peut résulter en des modifications visibles de la diversité et de l'abondance des espèces (par exemple, pour les papillons de nuit (Hahn *et al.*, 2015)). La généralisation de l'utilisation des pesticides à des échelles spatiales larges pourrait expliquer la perte de la diversité des communautés de papillons (ex. Pekin *et al*., 2013).

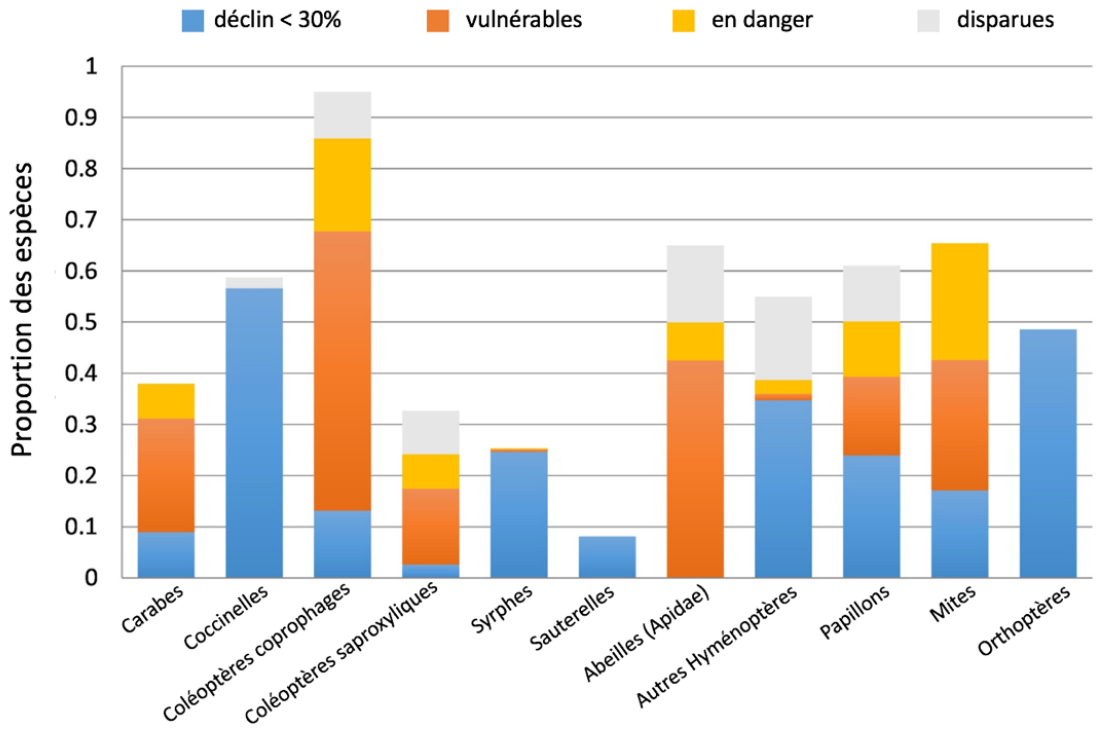


Figure 8-4. Proportion des espèces d'insectes en déclin ou localement disparues selon les critères de l'UICN (Union Internationale pour la Conservation de la Nature) : espèces vulnérables (perte > 30%) ; espèces en danger (perte > 50%) ; espèces disparues (non répertoriées depuis plus de 50 ans). Figure extraite et adaptée de la revue (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Les études traitant des effets des pesticides sur les autres groupes de pollinisateurs restent anecdotiques et ciblées sur des cultures très spécifiques. Calvo-Agudo *et al*. (2020) ont par exemple exploré les effets d'insecticides systémiques (pymétrozine et flonicamide) homologués pour la conduite raisonnée de cultures de citron sur le syrphe *Sphaerophoria rueppe*. Ils mettent en évidence un effet létal de ces insecticides sur les syrphes *via* la consommation du miellat de proies contaminées.

Le cas des néonicotinoïdes

Les néonicotinoïdes sont des insecticides susceptibles d'avoir des effets plus marqués sur les insectes pollinisateurs en comparaison d'autres insecticides. En effet, les néonicotinoïdes sont des insecticides systémiques qui sont retrouvés dans le pollen, nectar et autres parties végétatives des plantes pendant toute leur période de floraison (Krupke *et al.*, 2012 ; Krupke et Long, 2015), ce qui conduit à des risques d'exposition des pollinisateurs par voie orale ainsi que par contact sur une plus longue période. Pendant leur application, ils peuvent également contaminer les milieux environnants (Krupke *et al.*, 2012 ; Krupke et Long, 2015).

Le risque d'exposition est avéré, de nombreuses études mettant en évidence la présence de grandes quantités de résidus de néonicotinoïdes dans le pollen et fleurs de cultures à floraison massives attractives pour les pollinisateurs (ex. le colza), dans les fleurs des éléments non cultivés adjacents, dans les sols ou encore dans les ressources en eau utilisées par les pollinisateurs (ex. les jachères florales ; voir les revues de Belsky et Joshi (2019) et Krupke et Long (2015)). Mais la question des effets engendrés sur les abeilles a donné lieu à de nombreuses controverses.

Les études qui se sont intéressées à l'effet des néonicotinoïdes sur le comportement des abeilles domestiques montrent que leurs capacités mémorielles et d'apprentissage sont altérées par l'exposition à ces substances (Williamson et Wright, 2013 ; Tison *et al.*, 2019), ce qui est susceptible d'affecter certains paramètres de navigation et leur capacité de retour à la ruche (Henry *et al.*, 2012 ; Henry *et al.*, 2014). L'exposition aux néonicotinoïdes pourrait également augmenter la sensibilité des abeilles domestiques aux maladies et aux parasites (Pettis *et al.*, 2013 ; Muller, 2018 ; Uhl et Brühl, 2019).

Mais, par ailleurs, certaines études montrent par exemple que l'exposition à des semences traitées aux néonicotinoïdes (ex. clothianidine sur semences de colza) ne semble pas poser de risque pour la santé, le développement et le succès des colonies d'abeilles domestiques à passer l'hiver (Belsky et Joshi, 2019). Ce résultat a également été constaté par Rundlöf *et al*. (2015) dans le cas de semences traitées à la clothianidine en association avec des traitements de pyréthrinoïdes non systémiques (beta-cyfluthrine). A l'inverse, Samson-Robert *et al*. (2017) observent une mortalité accrue des colonies d'abeilles domestiques localisées dans des environnements dominés par des cultures (maïs grain) traitées à la clothianidine. Plus récemment, Schott *et al*. (2021) ont mis en évidence des effets létaux de la clothianidine sur les larves d'abeilles domestiques, mais ont constaté une résilience à court terme des colonies aux traitements, qui pourrait être liée à des mécanismes de compensation de la colonie s'exprimant par une augmentation de la taille du couvain. Lin *et al*. (2021) montrent que les traitements de semences (clothianidine, thiaméthoxame, et imidaclopride) entraînent une mortalité accrue des ouvrières d'abeilles domestiques, mais que les effets sur la croissance des colonies, plus lente pendant la période de plantation des cultures, ne sont pas observés par la suite. Dans leur étude, Woodcock *et al*. (2017) montrent des effets contradictoires de ces pesticides sur les colonies d'abeilles domestiques (réduction ou augmentation de la taille des colonies) selon les zones d'étude.

Dans le cas des pollinisateurs sauvages (*Bombus terrestris* et *Osmia bicornis*), Woodcock *et al*. (2017) montrent que les néonicotinoides (clothianidine ou thiaméthoxame), utilisés en association avec d'autres insecticides (pyréthrinoïde non systémique : beta-cyfluthrine) ou fongicides (fludioxonil et métalaxyl-M) ont des effets clairement négatifs sur la reproduction des insectes. Des effets similaires de l'imidaclopride sont constatés par Laycock *et al*. (2012) sur la reproduction (fécondité et production des couvains) de *Bombus terrestris*. Des colonies de bourdons exposées à des insecticides néonicotinoïdes peuvent présenter un taux de croissance significativement plus faible, et une diminution de la production de nouvelles reines (Whitehorn *et al.*, 2012 ; Rundlof *et al.*, 2015 ; Camp *et al.*, 2020), une mortalité accrue des nouvelles reines, un retard dans la fondation des nids (Wu-Smart et Spivak, 2018), des effets aigus et chroniques sur l'activité de butinage des ouvrières (Gill et Raine, 2014), une perturbation de leur activité et endurance de vol (imidaclopride : Kenna *et al*. (2019)), ou encore une altération de la condition des reines à la sortie d'hivernation (Fauser *et al.*, 2017). Dans leur synthèse récente centrée sur les bourdons, Camp et Lehmann (2021) mettent en évidence que les impacts des néonicotinoïdes sur ces insectes s'expriment à de multiples niveaux allant de l'individu (réponses moléculaires, cellulaires, et physiologiques ; effets létaux et sublétaux) jusqu'aux populations (structure et renouvellement des colonies). Des travaux montrent également que ce type de traitement des semences peut affecter les densités de pollinisateurs sauvages (*Bombus* spp. et abeilles solitaires) dans les champs et bordures non cultivées adjacentes, et l'activité de nidification des abeilles solitaires (*Osmia bicornis*) (Rundlof *et al.*, 2015 ; Main *et al.*, 2020). A l'inverse, Strobl *et al*. (2021) n'observent pas d'effet négatif des néonicotinoides (clothianidine) sur la survie, l'émergence, ou la physiologie reproductive des mâles de l'abeille solitaire *Osmia cornuta*. Sgolastra *et al*. (2017) constatent quant à eux des effets négatifs synergiques entre l'utilisation de clothianidine et de fongicide (propiconazole) sur la survie de l'abeille domestique, du bourdon *Bombus terrestris* et *Osmia bicornis*.

Les résultats contradictoires concernant les effets des néonicoinoïdes peuvent être expliqués, selon Walters (2016), par divers biais méthodologiques concernant leur évaluation. Ces biais sont liés (i) au fait que les différents types de néonicotinoïdes présentent des toxicités variables rendant difficile toute généralisation concernant leurs impacts, (ii) que les expérimentations au laboratoire considèrent des conditions d'exposition (doses et durée notamment) aux néonicotinoïdes peu représentatives de celles observées *in natura* en lien avec les pratiques des agriculteurs et (iii) que la plupart des études s'intéressent aux abeilles domestiques, alors que les susceptibilités des différents groupes de

pollinisateurs aux insecticides sont très variables. Lundin *et al.* (2015) soulignent également dans leur synthèse le fait que trop peu d'études s'intéressent aux effets des néonicotinoïdes sur les abeilles (solitaires ou sociales) autres que les abeilles domestiques ou les bourdons. Or, l'exposition aux néonicotinoïdes et les effets sur les colonies ou les populations d'abeilles varient considérablement en fonction des espèces (voir par ex. Rundlöf *et al.* (2015)), d'où l'importance de s'intéresser à plusieurs espèces d'abeilles dans les études futures. Les auteurs soulignent également l'importance de combiner les approches de laboratoire et de terrain, et de s'intéresser aux effets des néonicotinoïdes à différentes échelles, des échelles sub-individuelle et individuelle aux conséquences pour les colonies et les populations. Henry *et al.* (2015) montrent par exemple, *via* une étude sur le terrain, que les individus provenant de colonies à proximité de champs traités au thiaméthoxame présentaient une mortalité plus importante, mais que cet effet n'était pas observable à l'échelle de la colonie car l'impact de cette disparition était atténué par la mise en place de processus de compensation démographique. Cependant, détecter les effets non intentionnels des néonicotinoïdes sur le terrain par les méthodes classiques d'évaluation des risques demeure difficile. Lundin *et al.* (2015) soulignent que les travaux de modélisation représentent une voie prometteuse pour mener des évaluations prédictives des effets des néonicotinoïdes sur les abeilles au niveau de la colonie ou de la population. Ces travaux sont toutefois encore rares (mais voir notamment Henry *et al.* (2017)).

2.1.3. Effets *via* les modifications de la qualité de l'habitat et des ressources

Outre leur impact écotoxicologique direct sur les insectes pollinisateurs, les pesticides peuvent également avoir un impact indirect. **La qualité de l'habitat peut être affectée par la réduction ou la modification des ressources alimentaires et de nidification**. **Les herbicides notamment ont des effets indirects sur la survie des individus *via* l'altération de leurs ressources** (Sanchez-Bayo, 2021)**.** En effet, ils diminuent les ressources florales fournies par les adventices et autres plantes sauvages présentes au sein des espaces agricoles (Bohnenblust *et al.*, 2016; Russo *et al.*, 2020). Or, les adventices constituent une ressource majeure pour les abeilles domestiques (apport d'ordre quantitatif) et aux autres insectes pollinisateurs (apports d'ordre qualitatif) en l'absence de cultures à floraison massive, ou lorsque ces cultures ne sont plus au stade de floraison (Bretagnolle et Gaba, 2015). Mais les données permettant d'évaluer l'importance de ces effets indirects sur les pollinisateurs restent rares (Uhl et Brühl, 2019). Dans le corpus, les quelques études traitant cette question montrent que la pulvérisation d'herbicides altère la croissance des plantes floricoles et la disponibilité des ressources florales, ce qui se traduit par une diminution de l'exploitation de ces ressources par les pollinisateurs (abeilles domestiques : Bohnenblust *et al.* (2016) *;* papillons : Russo *et al.* (2020)).

Les effets des PPP sur les pollinisateurs sont là encore susceptibles de varier selon les groupes considérés, en lien avec leur degré de spécialisation alimentaire ou « spécialisation florale » (Brittain et Potts, 2011). Ainsi, des impacts moins marqués sont attendus pour les espèces généralistes ou polylectiques, du fait d'un effet dilution lié à la diversité des ressources florales qu'elles peuvent exploiter par ailleurs. A l'inverse, les espèces oligolectiques sont supposées plus menacées par la disparition de leurs ressources florales très spécifiques.

Dans le cas des lépidoptères, les herbicides peuvent avoir des effets particulièrement néfastes, non seulement en modifiant la croissance et la disponibilité des plantes floricoles, mais également en supprimant les plantes hôtes spécifiques nécessaires à la reproduction et au développement des larves. La réduction de la disponibilité ou de la qualité des plantes hôtes peut quant à elle entraîner une réduction de l'abondance ou de la diversité spécifique des papillons sans avoir d'effets toxiques directs sur ces derniers. Giuliano *et al.* (2018) constatent de tels effets du glyphosate sur la richesse spécifique et l'abondance des papillons rhopalocères des milieux herbacés avoisinant les cultures (riz). Dans leur revue bibliographique, Bohn et Lövei (2017) illustrent les conséquences des herbicides en prenant l'exemple du Monarque, espèce de papillon Rhopalocère associée à des plantes hôtes spécifiques du genre *Asclepias* généralement considérées comme des adventices et donc ciblées par les herbicides. Ils montrent que le déclin des papillons monarques aux Etats-Unis est lié à la destruction de ses plantes hôtes à une échelle large du fait de l'augmentation des surfaces de cultures génétiquement modifiées tolérantes au glyphosate et d'une utilisation massive de ces herbicides sur ces cultures (Bohn et Lovei, 2017). Cette revue cite notamment des travaux comme ceux de Pleasants et Oberhauser (2013), où les auteurs ont cherché à estimer la production annuelle de Monarques dans le Midwest à partir de données sur le nombre d'œufs par plante hôte dans différents habitats, la densité des plantes hôtes dans ces différents

habitats, et la superficie occupée par ces habitats dans le paysage. Leurs résultats font état d'un fort déclin des plantes hôtes (58%) et de la production de monarques (81%) dans le Midwest entre 1999 et 2010, période qui coïncide avec une forte augmentation de l'utilisation du glyphosate en conjonction avec l'adoption accrue de variétés de maïs et de soja tolérantes au glyphosate. Les effets des herbicides sont toutefois dépendant de leur spectre d'action, des espèces ciblées et de leur période d'application. Glaeser et Schultz (2014) observent ainsi que les herbicides sélectifs (graminées) appliqués en milieu prairial n'affectent pas le comportement et la reproduction du papillon Bleu Argenté (*Glaucopsyche lygdamus*) lorsque ces herbicides sont appliqués au début du printemps.

2.2. Les ennemis naturels des ravageurs : prédateurs et parasitoïdes

Dans cette section, les études et les connaissances présentées portent essentiellement sur la biodiversité des auxiliaires de cultures, à savoir les invertébrés terrestres qui par leur mode de vie, de développement et/ou leur régime alimentaire, sont des ennemis naturels des ravageurs des cultures et permettent la régulation de leurs populations. Ils participent à la fonction écosystémique « *Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres* ».

Sont donc concernés **les insectes et les arachnides**, avec une **majorité d'études sur les espèces prédatrices, et dans une moindre mesure sur les parasitoïdes**. Les prédateurs qui se nourrissent d'insectes ravageurs, et appartiennent à la classe des arachnides (araignées, acariens et opilions) et à la classe des insectes (coléoptères, hyménoptères et dermaptères), constituent le groupe le plus important en lutte biologique. Certains coléoptères prédateurs de la famille des Carabidae sont phytophages granivores, et sont donc susceptibles d'intervenir dans la régulation des adventices des cultures. Les parasitoïdes, quant à eux, sont des insectes dont les stades larvaires se développent aux dépens d'un arthropode hôte (ex. puceron, cochenille, pyrale, mouche), qu'ils infestent et dont ils se nourrissent. Ils appartiennent majoritairement à l'ordre des hyménoptères et des diptères. Prédateurs et parasitoïdes peuvent être généralistes (capables de se nourrir ou de parasiter plusieurs espèces) ou spécialistes (nombre d'espèces de proies ou d'hôtes réduit).

Les effets des PPP dépendent des espèces et de leurs traits de vie, du stade de développement des individus ou encore des voies d'exposition

Les auxiliaires des cultures regroupent donc une multitude de groupes d'organismes et d'espèces, présentant des caractéristiques écologiques et des traits d'histoire de vie très différents. Ces traits biologiques et écologiques vont influencer l'exposition des organismes aux pesticides (Figure 8-3), mais également les effets des pesticides sur les individus.

Les parasitoïdes apparaissent souvent moins sensibles aux pesticides que les prédateurs (par protection dans leur hôte (Santos *et al.*, 2007)), bien que cela dépende des pesticides considérés et de leur mode d'action. En ce qui concerne le spinosad, de nombreux effets sublétaux sont observés chez les parasitoïdes, dont l'incapacité de se développer au stade adulte, de construire un cocon, une diminution des capacités de reproduction, de la taille de la descendance, et de la capacité à rechercher des hôtes (Williams *et al.*, 2003). En revanche, peu d'effets sublétaux sont observés chez les prédateurs (*cf.* 4.2, Tableau 8-6), laissant supposer une moindre sensibilité vis-à-vis de cet insecticide.

Pour plusieurs familles d'araignées (Araneidae, Lycosidae), l'exposition par contact semble être la voie la plus toxique induisant des effets létaux et sublétaux (ex. perturbation de la construction des toiles (Pekar, 2012)), alors qu'aucune mortalité n'est induite après consommation de proies exposées à des insecticides (pyréthrinoïdes pour des Linyphiidae, ou néonicotinoïdes pour des Lycosidae (Pekar, 2012)). En revanche, Bredeson *et al.* (2015) montrent que la coccinelle *Coleomegilla maculata* est fortement impactée par une exposition aux pesticides *via* ses proies ingérées. Les premiers stades larvaires sont les plus sensibles, avec une mortalité des larves observée après consommation des pucerons de céréales exposées au thiamétoxame (néonicotinoïde).

Au sein d'un même groupe d'auxiliaires, de grandes variabilités de sensibilité aux pesticides sont observées selon les espèces (ex. Pekar (2012), Tahir *et al*. (2010) pour les araignées ; Malagnoux *et al*. (2015b) pour les forficules). Hernandez *et al*. (2011) ont mis en évidence des réponses variables de deux espèces de parasitoïdes (*Neochrysocharis formosa* et *Ganaspidium nigrimanus*) à l'exposition directe (pulvérisation ou ingestion), et résiduelle de quatre insecticides (novaluron, abamectine (produit de biocontrôle), λ-cyhalothrine (pyréthrinoïdes) et spinétorame). Ils montrent notamment que les insecticides abamectine et λ-cyhalothrine affectent différentiellement la survie des adultes. Concernant les araignées, Pekar et Kocourek (2004) ont montré que la construction de toiles induit une protection des araignées tisseuses vis-à-vis de l'application des pesticides. Cela peut se traduire sur le terrain par une dominance des araignées tisseuses (Theridiidae) en vergers traités contrairement aux araignées chassant à vue (Philodromidae et Thomisidae) (voir les relations entre traits de vie et sensibilité des araignées, Tableau 8-3). Par ailleurs, chez les araignées, les mâles, toujours plus petits que les femelles, apparaissent plus sensibles ((Pekar, 2012) ; et voir aussi Malagnoux *et al*. (2015b) pour la différence de sensibilité entre sexes chez le forficule).

Tableau 8-3. Relations entre traits de vie des araignées, milieu de vie et sensibilité aux PPP (d'après Pekar et Kocourek (2004), Cardoso *et al.* (2011), Pekar (2012), Caprio *et al.* (2015)). Les Linyphiidae sont les araignées les plus abondantes des agrosystèmes européens, avec en particulier certaines espèces majoritaires telles que *Oedothorax apicatus, Erigone atra, Erigone dentipalpis,* et *Tenuiphantes tenuis* (Caprio *et al.*, 2015). Sol = Araignées vivant majoritairement à la surface du sol ; Végétation = Araignées présentes dans les herbes ; Canopée = Aaignées présentes dans toute la surface foliaire offerte en vergers et en vignes.

Guilde	Famille	Mode et lieu de vie	Réponse des araignées
Araignées tisseuses			
Toile orbitale (orb web)	Araneidae Tetragnathidae	Végétation et canopée	Effet plus marqué par pulvérisation aérienne
Toile 3D (space web)	Dictynidae Pholcidae Theridiidae Titanoecidae	Végétation et canopée	Effet plus marqué par pulvérisation aérienne
Toile en nappe (sheet web)	Agalenidae Amaurobiidae Halniidae Lyniphiidae Pisauridae Zoropsidae	Sol et végétation Sol Sol Sol Sol et végétation Sol	Effet atténué par la protection de la toile Effet plus marqué par l'application d'herbicides
Télédétection (sensing web)	Atypidae Nemesiidae Oecobiidae Sequestriidae	Sol	Effet plus marqué par l'application d'herbicides
Araignées chasseuses			
Chasse en embuscade	Philodromidae Thomisidae	Diurne / végétation et canopée Végétation et canopée	Effet plus marqué par le mode de vie diurne et par pulvérisation aérienne
Chasse à vue	Clubionidae Cheiracanthiidae Gnaphosidae Liocranidae Lycosidae Phrurolithidae	Nocturne / végétation et canopée Nocturne / sol, végétation et canopée Nocturne /sol, végétation et canopée Sol et végétation Diurne / sol et végétation Sol et végétation	Effet atténué par le mode de vie nocturne – se cachent dans les anfractuosités des troncs en vergers
Autre type de chasse (errantes et vagabondes)	Anyphanenidae Miturgidae Linyphiidae Sparassidae Salticidae Oxyopidae	Végétation et canopée	
Araignées spécialistes	Dysderidae Tracheleidae Zodariidae	Sol	

Les effets des PPP sur les ennemis naturels peuvent donc être variables en fonction des groupes d'auxiliaires ou des espèces et de leurs traits biologiques et écologiques, du sexe ou du stade de développement des individus, des voies d'exposition (ex. par contact ou par voie orale)**, ou encore de la dose de PPP testée et du temps d'exposition**. **Par la suite, nous nous efforçons cependant de faire la synthèse des principaux effets des PPP répertoriés dans la littérature**.

2.2.1. Effets combinés à l'échelle des systèmes de culture et mode de production

Les arthropodes auxiliaires étant répartis différemment selon le type de culture, les effets sont parfois très controversés d'une culture à l'autre, et il est souvent difficile de conclure quant à l'effet spécifique des pesticides (Eyre *et al.*, 2012). Par exemple, les araignées (qui sont parmi les ennemis naturels des ravageurs l'ordre le plus abondant et le plus diversifié) sont présentes dans tous types d'habitats terrestres, mais la répartition des différentes familles dépend du type de culture (Pekar, 2012). En grandes cultures (céréales et légumes), on retrouve essentiellement des araignées épigées (Lycosidae et Linyphidae), alors qu'en cultures pérennes (vergers, vignes) s'ajoutent aux araignées épigées les araignées présentes dans les parties aériennes des arbres, et qui sont davantage exposées à l'application des pesticides (Tableau 8-3).

Les effets des PPP sur les ennemis naturels seront donc présentés en analysant, d'une part, les effets observés en grandes cultures et, d'autre part, les effets observés en cultures pérennes.

Le cas des grandes cultures

Dans l'étude de Geiger *et al.* (2010), d'importants effets négatifs de l'intensification agricole ont été mis en évidence en Europe sur la diversité des espèces de carabes en grandes cultures. Sur les différentes composantes de l'intensification mesurées, l'utilisation d'insecticides et de fongicides induit les effets négatifs les plus importants, et l'étude souligne l'effet bénéfique de l'agriculture biologique sur la biodiversité de ces ennemis naturels.

En culture de blé, Schmidt *et al*. (2005) ont observé une densité plus élevée des araignées épigées en culture biologique (pas d'applications de pesticides ; apports de fumier et désherbage manuel) qu'en cultures conventionnelles (appliquant des herbicides, fongicides et insecticides, et des fertilisants). La composition des communautés peut également être impactée par les modes de production. Dans les zones fortement cultivées, ce sont les espèces de coléoptères les plus petites et les plus mobiles qui dominent, alors que les pratiques biologiques augmentent la diversité fonctionnelle des coléoptères et favorisent les individus les plus gros et les moins mobiles (Galle *et al.*, 2019).

En ce qui concerne plus spécifiquement l'usage des pesticides, d'autres études montrent que l'utilisation de semences traitées aux néonicotinoïdes induit une forte diminution d'abondance chez les insectes (Douglas et Tooker, 2016) et, quel que soit le type de culture, ces effets sont similaires à ceux observés après des applications de pyréthrinoïdes. L'utilisation de ces molécules (pyréthrinoïdes) induit une baisse des abondances des araignées, carabes, staphylins, chrysopes et coccinelles (ex. exposition à la λ-cyhalothrine (Wick et Freier, 2000 ; Liu *et al.*, 2013), à la deltaméthrine (Bel'skaya *et al.*, 2002; Macfadyen et Zalucki, 2012), ou à la cyfluthrine (Meissle et Lang, 2005)). Comme pour les arthropodes prédateurs, les pyréthrinoïdes (bifenthrine, cyperméthrine, deltaméthrine) et les néonicotinoïdes (acétamipride) (Khans et Alhewairini, 2019), les organophosphorés (ex. malathion, (Saito *et al.*, 2008)), ou les carbamates (Langhof *et al.*, 2003), entraînent une réduction importante des abondances de divers groupes de parasitoïdes. Ces pertes d'abondance s'accompagnent généralement d'une hausse des niveaux d'infestation des ravageurs (Saito *et al.*, 2008). L'utilisation d'insecticides tels que le spinosad, le chlorfénapyre et la lufénurone provoque également une réduction de l'abondance de certaines fourmis prédatrices (Pereira *et al.*, 2010).

On observe donc un impact des modes de production (agriculture biologique *vs*. conventionnelle) et des applications de PPP, et en particulier des insecticides néonicotinoïdes et pyréthrinoïdes, sur la biodiversité des ennemis naturels en grandes cultures. Mais, des résultats contradictoires sont observés dans la littérature.

Les effets de l'utilisation des pesticides ou de l'agriculture biologique sur les auxiliaires des cultures sont parfois neutres (Sechser *et al.*, 2002 ; Brooks *et al.*, 2005 ; Jenkins *et al.*, 2013; Rauch *et al.*, 2017), négatifs (Brooks *et al.*, 2005) ou positifs, et dépendent de nombreux paramètres tels que les organismes considérés, la période et la fréquence d'application des pesticides, et/ou le type de cultures (Jenkins *et al.*, 2013).

La structure des plants cultivés et leur maturité sont autant de facteurs pouvant modifier l'impact des pesticides observés au champ. Par exemple, les stades avancés du maïs (Armenta *et al.*, 2003) ou l'épaisseur de la canopée des plants de pommes de terre (Ito *et al.*, 2010) offrent un plus grand nombre de refuges, limitent la pénétration des pulvérisations, et protègent davantage les coléoptères de la surface du sol que les insectes volants. Ainsi, les études au champ montrent parfois des impacts plus faibles que ceux attendus après expositions à différents pesticides (ex. insecticides de la famille des organophosphorés, pyréthrinoïdes, néonicotinoïdes) au laboratoire (Ito *et al.*, 2010).

L'impact des pratiques varie également en fonction des arthropodes considérés (ex. (Ponce *et al.*, 2011) et de leurs traits de vie (ex. taille et mobilité des espèces (Djoudi *et al.*, 2019) ; régime alimentaire (Clough *et al.*, 2007b)), ou encore du nombre de traitements pesticides et de leur période d'application. Les araignées seraient par exemple moins sensibles que les coléoptères aux pratiques (Galle *et al.*, 2019) ou aux insecticides (Fountain *et al.*, 2007) utilisés en agriculture conventionnelle. Chez les insectes prédateurs, l'impact après application foliaire des pyréthrinoïdes est plus important chez les coccinelles et les punaises que chez les syrphes, les chrysopes ou les mouches (Dolichopodidae) (Regan *et al.*, 2017), et la diminution des abondances est préférentiellement observée si l'application coïncide avec leur pic d'activité (Quesada et Sadof, 2019).

Le cas des cultures pérennes

L'abondance et le nombre d'espèces de fourmis (Masoni *et al.*, 2017) et d'acariens (Pozzebon *et al.*, 2010), sont significativement plus élevés dans les **vignobles** biologiques que dans les vignobles conventionnels. Une plus grande densité d'ennemis naturels est généralement observée en absence d'herbicides, et une corrélation positive est relevée entre diversité des arthropodes prédateurs des graines d'adventices et couvert végétal (Sanguankeo et Leon, 2011). L'utilisation de fongicides (soufre et myclobutanil) a également un impact important sur l'abondance des coccinelles fongivores (Sutherland *et al.*, 2010). L'utilisation de cultivars de vigne résistants contre les champignons permet la réduction des applications de fongicides, et favorise ainsi l'augmentation des densités de prédateurs non fongivores (Pennington *et al.*, 2018).

En ce qui concerne les **vergers**, de par leur structure, la biodiversité associée bénéficie d'habitats variés avec la présence de strates herbacées et arborées (*i.e.* présence de haies, d'arbres fruitiers, d'enherbement sur le rang et l'inter-rang). Cependant, l'arboriculture fruitière est l'une des filières agricoles qui nécessite le plus d'interventions phytopharmaceutiques car les cycles végétatifs longs des cultures pérennes facilitent le développement des bioagresseurs. Ainsi, en agriculture conventionnelle, on peut compter jusqu'à 30 traitements annuels en pommiers. Les études d'impacts des PPP appliqués en vergers, sur les communautés d'arthropodes non cibles, sont de ce fait beaucoup plus nombreuses que celles réalisées en grandes cultures.

De nombreuses études s'accordent sur une **plus forte abondance, biomasse et diversité des ennemis naturels en vergers biologiques** (ex. (Bogya *et al.*, 2000 ; Epstein *et al.*, 2000 ; Pekar et Kocourek, 2004 ; Simon *et al.*, 2007 ; Marko *et al.*, 2009 ; Penvern *et al.*, 2010 ; Pekar, 2012 ; Roy *et al.*, 2013 ; Malagnoux *et al.*, 2015b ; Mazzia *et al.*, 2015 ; Dib *et al.*, 2016 ; Marliac *et al.*, 2016 ; Aydin et Karaca, 2018 ; Samnegard *et al.*, 2019 ; Michalko et Kosulic, 2020; Rosas-Ramos *et al.*, 2020)). Cela serait dû à la baisse d'applications de produits toxiques, et il existe également un consensus sur l'effet favorable de la présence d'un couvert végétal (ex. Todd *et al*. (2016); Simon *et al*. (2007)), et sur l'effet positif de la présence de zones refuges et de leur diversité végétale (ex. Wojciechowicz-Zytko et Wilk (2019)).

Des études font également état de **modifications de la composition des communautés d'ennemis naturels en fonction des modes de culture**. On observe en vergers biologiques davantage d'espèces natives et endémiques

qu'en agriculture raisonnée (Todd *et al.*, 2011). La majorité des araignées échantillonnées au sein d'un verger non traité sont présentes à tous les stades de développement, alors qu'en vergers conventionnels, seuls des stades juvéniles sont échantillonnés et présents exclusivement en bordure des vergers (Royaute *et al.*, 2014). De plus, de nombreuses études mettent en avant les interactions inter-guildes en fonction des pratiques. Par exemple, les Philidomidae, qui sont de relativement grosses araignées, dominent en vergers biologiques par prédation des Theridiidae qui sont plus petites (Pekar et Kocourek, 2004). Ces résultats sont confirmés par Mazzia *et al*. (2015) **qui ont montré que les espèces d'araignées les plus grosses, et les moins mobiles, sont majoritairement présentes en vergers abandonnés ou biologiques. En revanche, les espèces de plus petites tailles, qui possèdent une forte capacité de dispersion, dominent dans les vergers conventionnels soumis à une forte pression insecticide** (voir aussi Gallé *et al*. (2019) pour les coléoptères en grandes cultures)**. En effet les espèces mobiles sont les premières, d'une part, à pouvoir échapper aux traitements en partant se réfugier dans des zones épargnées et, d'autre part, à recoloniser les milieux traités** (Mazzia *et al*. (2015) pour les araignées ; Marko *et al*. (2017) pour les coccinelles)**. Ces capacités de recolonisation sont susceptibles de masquer la forte toxicité des pesticides mesurée au laboratoire.**

En ce qui concerne plus spécifiquement l'usage des PPP, les insecticides à large spectre induisent une diminution de l'abondance totale (Bajwa et Aliniazee, 2001) et de la richesse des ennemis naturels. C'est le cas des organophosphorés, pyréthrinoïdes et carbamates, sur l'abondance totale (Bajwa et Aliniazee, 2001) et la richesse des araignées (Bogya *et al.*, 2000 ; Marko *et al.*, 2009) et des ennemis naturels (parasitoïdes, coccinelles, araignées, fourmis et chrysopes (Atanassov *et al.*, 2003 ; Rodriguez *et al.*, 2003 ; Santos *et al.*, 2010 ; Biddinger *et al.*, 2014)). Les insecticides pyréthrinoïdes et néonicotinoïdes impactent également la richesse des communautés d'araignées (Rosas-Ramos *et al.*, 2020).

Les études évaluant l'impact des pesticides à l'échelle des systèmes de culture ou des modes de production sur les hyménoptères parasitoïdes sont plus rares. L'intensité d'utilisation des insecticides explique les variations d'abondances totales et saisonnières d'hyménoptères parasitoïdes dans les vergers (Matlock et de la Cruz, 2002 ; Delpuech et Allemand, 2011 ; Mates *et al.*, 2012 ; Harbi *et al.*, 2017), alors que leur richesse spécifique varie peu.

Les résultats obtenus en conditions naturelles sur les arthropodes prédateurs sont cependant très variables d'un ordre à l'autre, en fonction notamment du milieu de vie des organismes (surface du sol, couvert végétal ou canopée). Au niveau de la canopée des vergers, une abondance supérieure des diptères, hétéroptères, lépidoptères et thysanoptères est observée en agriculture biologique, car ces organismes sont très vulnérables aux traitements appliqués par pulvérisation (Ruano *et al.*, 2004 ; Gkisakis *et al.*, 2018). Ils constituent donc de meilleurs bioindicateurs des pratiques que les organismes du sol qui sont davantage protégés des pulvérisations. De même, les effets négatifs des insecticides à large spectre sont plus marqués sur les espèces prédatrices que sur les parasitoïdes probablement protégés dans leur hôte au moment de l'application (Santos *et al.*, 2007). D'autres études montrent également que les espèces appartenant à l'ordre des hyménoptères, des névroptères et des araignées sont moins affectées par les traitements phytopharmaceutiques que les Syrphidae et les Coccinellidae (Penvern *et al.*, 2010) comme cela a déjà été observé en grandes cultures (Fountain *et al.*, 2007 ; Galle *et al.*, 2019).

En ce qui concerne les araignées notamment, il est difficile d'établir des généralités concernant l'impact des PPP (ex. impact sur la richesse spécifique qui est généralement guilde-spécifique (Caprio *et al.*, 2015)). L'étude de Marliac *et al.* (2016) montre par exemple que les familles d'araignées rampantes et foliaires apparaissent plus nombreuses en vergers conventionnels, alors que les araignées tisseuses sont plus nombreuses en vergers biologiques.

La période d'activité des ennemis naturels influence également l'impact des PPP sur leur abondance : les insecticides n'induisent pas une perte de l'abondance des ennemis naturels en dehors de leur période d'activité, alors qu'ils entraînent une réduction marquée des auxiliaires lorsqu'ils sont appliqués pendant leur période d'activité (Quesada et Sadof, 2020).

En vergers de pommiers, **des résultats contrastés apparaissent en fonction des pays d'Europe.** Une étude comparative entre trois pays Européens (Suède, Allemagne et Espagne) montre que certains groupes sont favorisés en agriculture biologique (coléoptères, araignées) alors que les opilions sont trouvés en agriculture raisonnée ainsi que dans les environnements boisés (Happe *et al.*, 2019). Cependant, de très faibles différences d'abondance et de richesse des arthropodes sont observées entre agriculture raisonnée et agriculture biologique dans les pays du nord de l'Europe. Les auteurs attribuent ces observations au fait que les pays du nord sont beaucoup plus restrictifs sur l'autorisation de molécules utilisées dans ces deux systèmes de culture (Happe *et al.*, 2019 ; Samnegard *et al.*, 2019), ce qui minimise la différence d'effets entre ces pratiques. Au-delà des différences entre agriculture biologique, raisonnée et conventionnelle, il existe une grande variété de pratiques au sein de l'agriculture biologique pouvant induire des modifications de l'abondance de certains taxons (voir paragraphe 4.2. « les produits de biocontrôle »).

Ainsi, si les pratiques conventionnelles induisent une diminution générale des abondances par rapport aux pratiques biologiques, **des facteurs confondants peuvent induire des effets contradictoires**. Les caractéristiques des habitats peuvent faire apparaître une préférence de certains taxons (coccinelles, acariens et araignées) pour les vergers conventionnels (Rosas-Ramos *et al.*, 2020). D'autres facteurs abiotiques sont responsables des variations observées entre les saisons, avec une corrélation positive de certaines populations au printemps, dont les araignées et les coléoptères, et une corrélation négative l'été sur la plupart des taxons (Gkisakis *et al.*, 2018).

Ces différents facteurs questionnent la pertinence de certains résultats et pointent la **nécessité de développer des études en conditions semi-contrôlées afin d'appréhender plus précisément ces variations**. Une première approche consiste à tenir compte des valeurs cumulatives de l'indice de toxicité des pesticides basé sur des études au laboratoire (Thomson et Hoffmann, 2006) afin d'encourager les agriculteurs à utiliser des produits moins toxiques. L'utilisation de PPP possédant une faible toxicité sur les auxiliaires permettrait une meilleure préservation des ennemis naturels. En effet, il a été montré que des valeurs cumulatives élevées diminuent fortement les populations des ennemis naturels et en particulier des forficules (McKerchar *et al.*, 2020) (*cf.* 6.2 « les indices de toxicité ou de risque »).

C'est la raison pour laquelle, bien qu'encore rares, **les études qui s'intéressent davantage aux traits de vie et aux spécificités individuelles des organismes directement prélevés sur le terrain (telles que les traits morphométriques, les réserves énergétiques, la fécondité, les réponses immunitaires, le comportement…) permettent de faire le lien entre effets des modes de production observés sur les abondances et la richesse spécifique des organismes non cibles, et effets écotoxicologiques mesurés au laboratoire.**

Chez tous les organismes, les traits morphométriques et les réserves énergétiques donnent des informations sur les effets indirects liés à l'exposition aux pesticides. Si les réserves énergétiques sont largement mobilisées par les organismes pour compenser le stress induit par l'exposition aux pesticides, elles peuvent aussi varier en fonction du stade de développement, des conditions environnementales et de la disponibilité des ressources alimentaires, alors que les traits morphométriques donneront davantage une information sur une exposition à long terme des organismes. Chez le forficule, une diminution de ces deux paramètres a été observée chez les individus prélevés en vergers conventionnels par rapport aux vergers biologiques (Suchail *et al.*, 2018 ; Le Navenant *et al.*, 2021). Les organismes ne sont capables de retrouver une taille et des traits morphométriques homogènes qu'à la génération suivante et en absence de toute exposition aux pesticides (Le Navenant *et al.*, 2021). Chez les araignées, la variation de la taille du corps en réponse aux pratiques dépend de la guilde (Tahir *et al.*, 2010 ; Ikonov *et al.*, 2019 ; Rosas-Ramos *et al.*, 2020). Certaines araignées présentent également un comportement globalement plus agressif lorsqu'elles proviennent de vergers traités (Royaute *et al.*, 2014).

Pour finir, **très peu de travaux s'intéressent aux effets des types de systèmes de culture à des échelles dépassant celle de la parcelle**. Bianchi *et al.* (2013) ont exploré par modélisation l'évolution des populations de parasitoïdes pour différents scénarios de paysages en termes de surfaces en agriculture biologique. Ils montrent qu'une proportion minimale d'agriculture biologique dans le paysage est nécessaire pour maintenir les populations

de parasitoïdes. Toutefois, les paysages caractérisés par une combinaison d'agriculture biologique et conventionnelle sont caractérisés par des niveaux d'infestation de ravageurs plus élevés que les paysages exclusivement conventionnels (du fait des traitements insecticides) ou les paysages biologiques (du fait de la régulation exercée par les parasitoïdes). Les auteurs suggèrent que si l'adoption massive de l'agriculture biologique peut favoriser des niveaux élevés d'auxiliaires (et donc de contrôle biologique), la suppression systématique des insecticides dans les paysages mixtes (biologiques et conventionnels) pourrait conduire à des pertes de rendement du fait des dégâts occasionnés par les infestations de ravageurs.

2.2.2. Effets létaux et sublétaux

Les principales voies d'exposition des ennemis naturels aux pesticides conduisant à des effets toxiques (létaux ou sublétaux) sont l'**exposition par contact et l'exposition par voie orale** (*i.e.* ingestion de proies préalablement exposées aux pesticides). La majorité des études réalisées en conditions (semi)contrôlées, dans l'objectif d'étudier les effets toxiques des pesticides sur les ennemis naturels, portent sur les araignées, les acariens et les insectes prédateurs. Les travaux étudiant les effets sur les hyménoptères parasitoïdes sont moins nombreux. Parmi les insectes prédateurs, les coléoptères (ex. coccinelles, carabes) et les forficules représentent les groupes les plus étudiés, mais des résultats existent également pour les fourmis, les chrysopes ou les punaises.

Effets létaux et sublétaux des insecticides

La plupart des travaux s'accordent sur le fait que **les insecticides sont les PPP les plus toxiques pour les différents groupes d'ennemis naturels**. Dans sa revue, Pekar (2012) montre ainsi que les insecticides neurotoxiques (organophosphorés, pyréthrinoïdes, carbamates) et les acaricides induisent de plus fortes mortalités chez les araignées que les herbicides et les fongicides (voir aussi Pekar et Benes (2008)). Ceci explique en partie le fait que la grande majorité des études retrouvées dans la littérature sur les effets des pesticides sur les ennemis naturels portent sur les insecticides.

Bien que les réponses observées peuvent être très variables selon les espèces (Fountain et Medd, 2015) ou les insecticides étudiés (ex. Quesada et Sadof (2020) ; Hernandez *et al*. (2011)), plusieurs travaux font état d'**effets létaux** lorsque les ennemis naturels sont exposés par contact ou par voie orale à des insecticides (voir Tableau 8-4.) appliqués à des doses considérées comme réalistes (doses retrouvées *in natura*). Balanza *et al*. (2021) mettent en évidence par exemple que les pyréthrinoïdes (ex. λ-cyhalothrine) peuvent entraîner une mortalité forte de la punaise *Orius laevigatus*. Il existe toutefois une variabilité intraspécifique très importante de la susceptibilité de cette espèce à l'insecticide, certaines populations étant hautement résistantes aux insecticides.

De nombreux insecticides et acaricides présentent également une toxicité létale pour des acariens prédateurs (Fountain et Medd, 2015 ; Ditillo *et al*., 2016) ou des chrysopes (voir Quesada et Sadof (2020). En ce qui concerne les coléoptères, Douglas *et al*. (2015) montrent que certains ravageurs comme les limaces ne sont pas affectés par le thiaméthoxame (néonicotinoïde), mais peuvent transmettre la toxicité à leurs prédateurs (ex. carabes), pouvant conduire à la mort des individus. Quelques travaux concernant les parasitoïdes témoignent aussi d'effets létaux de certains insecticides *via* une exposition directe aux pesticides ou *via* une exposition indirecte (par contamination *via* l'hôte) (ex. Hernandez *et al*. (2011) ; Wu *et al*. (2009)).

Comme pour les punaises, des phénomènes de résistance peuvent cependant apparaître chez beaucoup de ces ennemis naturels dus à l'exposition prolongée à certains produits. Ces apparitions de résistances (voir Duso *et al.* (2014) et Fountain et Medd (2015) pour les acariens ; Mansoor et Shad (2020) pour les chrysopes ; Wu *et al*. (2009) pour les parasitoïdes) suscitent un intérêt grandissant pour l'utilisation de ces organismes en agriculture raisonnée.

Les effets létaux qui résultent d'une exposition à des pesticides peuvent se manifester rapidement, dans les heures qui suivent l'exposition (ex. Quesada et Sadof, 2020). Mais ils peuvent également se manifester plusieurs jours après ou dans le mois qui suit (Pekar et Benes, 2008 ; Amarasekare et Shearer, 2020). En effet, les résidus

d'insecticides présents sur les plantes post-application présentent encore une toxicité pour les ennemis naturels non cibles (ex. araignées et punaises dans les études citées précédemment).

Tableau 8-4. Exemple d'études qui font état d'effets létaux d'insecticides sur les ennemis naturels des cultures (prédateurs et parasitoïdes). Les scores de toxicité sont ceux établis par l'OILB (cf. section 6.2. Les indices de toxicité ou de risque) : 1-Non toxique (<25% de mortalité) ; 2-Faiblement toxique (25-50%) ; 3-Modérément toxique (50-75%) ; 4-Toxique (>75% de mortalité) ; NA = Non applicable.

Pesticide	Organisme non cible	Voie d'exposition	Effet létal observé	Score de toxicité	Référence
Thiaméthoxame (néonicotinoïde)	Acariens prédateurs	Contact	>25% de mortalité des individus	≥ 2	Fountain et Medd, 2015
Abamectine (produit de biocontrôle) ; Acétamipride (néonicotinoïde) ; Lambda-cyhalothrine (pyréthrinoïde) ; extrait d'orange (produit de biocontrôle)	Acariens prédateurs	Contact	>50% de mortalité des individus	≥ 3	Fountain et Medd, 2015
Bifenthrine (pyréthrinoïde)	Chrysope (larves de *Chrysoperla rufilabris*)	Contact	+ 40 à 50% de mortalité (en comparaison au témoin) juste après l'application foliaire	2	Quesada et Sadof, 2020
Bifenthrine (pyréthrinoïde)	Coccinelle (*Rhyzobius lophanthae*)	Contact	+ 80% de mortalité (en comparaison au témoin) juste après l'application foliaire	4	Quesada et Sadof, 2020
Imidaclopride (néonicotinoïde)	Chrysope (*Chrysoperla carnea*)	Orale	+ 65% de mortalité (en comparaison au témoin) après 10 j de nourrissage sur fleurs de plantes contaminées via traitement du sol	≥ 3	Rogers *et al.*, 2007
Thiaméthoxame (néonicotinoïde)	Carabe (*Chlaenius tricolor*)	Orale	>35% de mortalité après consommation de limaces exposées	≥ 2	Douglas *et al.*, 2015
Méthamidophos (organophosphoré)	Parasitoïdes (*Diaeretilla rapae*)	Via l'hôte	- 70% d'émergence d'adultes (en comparaison au témoin) après parasitisme d'hôtes exposés (à DL50)	NA	Wu *et al.*, 2009
Abamectine (produit de biocontrôle)	Parasitoïdes (*Neochrysocharis formosa ; Ganaspidium nigrimanus*)	Contact	>90% de mortalité dans les 5 jours qui suivent l'exposition	4	Hernandez *et al.*, 2011
Spinétorame ; Abamectine (produit de biocontrôle)	Parasitoïdes (*Neochrysocharis formosa ; Ganaspidium nigrimanus*)	Orale	>50% de mortalité dans les 5 jours qui suivent l'exposition	≥ 3	Hernandez *et al.*, 2011
Lambda-cyhalothrine (pyréthrinoïde)	Parasitoïdes (*Ganaspidium nigrimanus*)	Contact	>60% de mortalité dans les 5 jours qui suivent l'exposition	≥ 3	Hernandez *et al.*, 2011

On retrouve également dans la littérature des travaux qui témoignent d'**effets sur la morphométrie, la physiologie, l'immunologie, les performances (reproductives notamment, ex. fécondité), la communication ou encore le comportement des organismes** (Desneux *et al.*, 2007 ; Giglio *et al.*, 2017; Muller, 2018).

Chez les araignées, par exemple, des modifications du comportement de prédation sont observées suite à une exposition à un insecticide : les femelles qui chassent à vue montrent une perte du lien entre activité et capture de proie (Royauté *et al*. (2014), araignées Salticidae exposées à un organophosphoré), et la production et la structure de la toile sont perturbées chez les espèces tisseuses (Pekar, 2012). Chez des punaises, on observe également des altérations du comportement de prédation (ex. de l'imidaclopride dans Resende-Silva *et al*. (2019), avec des conséquences sur le gain de poids des individus), et chez les forficules une diminution du comportement de recherche de nourriture chez les adultes (ex. du le chlorpyrifos, thiaclopride et flonicamide (Fountain et Harris, 2015)) et une diminution de l'activité de prédation (ex. spinosad et chlorpyrifos, Malagnoux *et al.* (2015a)).

L'exposition des punaises à des doses sublétales d'insecticides peut aussi induire un développement plus long des larves, une baisse de la masse corporelle des adultes, et un retard dans la période d'oviposition des femelles (ex. du thiaméthoxame dans Torres *et al*. (2003)). Dans l'étude de Bredeson et Lundgren (2018), le nombre d'œufs pondus par des carabes n'était pas impacté par le thiaméthoxame, mais les auteurs font état d'une corrélation négative entre l'augmentation de la concentration de l'insecticide néonicotinoïde et le nombre d'ovules en développement chez les individus. En ce qui concerne les forficules, le spinosad, le spirodiclofène, le thiaclopride et le méthoxifénozide réduisent la croissance des larves (Fountain et Harris, 2015), et la deltaméthrine (pyréthrinoïde) appliquée à des doses sublétales perturbe le comportement maternel (Meunier *et al.*, 2020).

D'autres travaux montrent également que l'application d'insecticides engendre une perte de l'activité motrice des organismes (ex. carabes exposés à des pyréthrinoïdes (Tooming *et al.*, 2014)) ou des **effets sur leur mobilité** (ex. coccinelles exposées au thiaméthoxame dans Bredeson et Lundgren (2018), ou carabes exposés *via* la consommation de limaces contaminées dans Douglas *et al*. (2015)). L'imidaclopride (néonicotinoïde) perturbe la locomotion des fourmis (mais sans perte du comportement de chasse (Penn et Dale, 2017)), et la mobilité des chrysopes (apparition de tremblements (Rogers *et al.*, 2007)).

En ce qui concerne les hyménoptères parasitoïdes, peu d'études s'intéressent aux effets sublétaux des insecticides. L'étude de Desneux *et al.* (2006) montre cependant que l'application de deltaméthrine entraîne, quelles que soient les concentrations testées, une baisse de la longévité des adultes du parasitoïde *Diaeretiella rapa* après leur émergence, sans impacter leur affinité vis-à-vis de leurs hôtes. Après exposition au spinosad (produit de biocontrôle), les parasitoïdes présentent souvent des effets sublétaux tels qu'une perte de capacité de reproduction et une longévité réduite (Williams *et al.*, 2003).

En conclusion, les études réalisées en conditions (semi)contrôlées montrent dans l'ensemble des effets négatifs plus ou moins forts des insecticides sur la survie, la physiologie, les performances et/ou le comportement des ennemis naturels. Toutefois, certains des effets sublétaux décrits ne sont visibles que pour certaines doses de traitements, après des durées spécifiques (Torres *et al.*, 2003), et/ou sur de courtes périodes de temps (Pekar, 2012). Par ailleurs, les liens entre ces effets létaux et sublétaux (observés sur un nombre limité d'espèces et de paramètres, et sur des durées souvent courtes) et les conséquences au niveau des populations et des communautés restent peu établis (voir Desneux *et al*. (2007) et Pekar (2012)).

Effets létaux et sublétaux des fongicides

Dans le corpus analysé, **peu d'études portent sur les effets létaux et sublétaux des fongicides**. Ces derniers semblent avoir peu d'effets sur les ennemis naturels tels que les acariens prédateurs (Fountain et Medd, 2015) ou les carabes (Douglas *et al.*, 2015). Cependant, les travaux de Giglio *et al*. (2017) témoignent d'effets d'applications de fongicides, couplés à des insecticides, sur les paramètres morphométriques, l'osmorégulation et l'immunité des carabes (espèce *Calathus fuscipes*). Chez les fourmis, l'exposition par contact à des semences traitées avec des fongicides (fluxapyroxade, métalaxyl et pyraclostrobine) induit une mortalité importante des individus, ainsi que des effets sublétaux sur, par exemple, la mobilité des organismes (Penn et Dale, 2017). Sutherland *et al*. (2010) montrent, quant à eux, que pour des coccinelles mycophages (*Psyllobora vigintimaculata*), l'exposition par contact à plusieurs fongicides (ex. soufre, trifloxystrobine, myclobutanil) entraîne une mortalité importante des larves et des adultes.

Effets létaux et sublétaux des herbicides

Les **travaux concernant les effets létaux et sublétaux des herbicides sont encore plus rares** (voir Fountain et Medd (2015) concernant les acariens prédateurs). Ces molécules sont souvent considérées comme sans impact écotoxique sur les ennemis naturels. Mais, chez une espèce d'Araneidae, des effets sublétaux par ingestion de proies exposées au glyphosate ont été observés sur la consommation des proies, la construction des toiles, et également sur la fécondité, le nombre d'œufs et le temps de développement de la descendance, qui est significativement plus long (Benamu *et al.*, 2010).

2.2.3. Effets *via* la qualité de l'habitat et des ressources

Beaucoup d'articles concernant des études conduites en plein champ (*cf.* 2.2.1) discutent le fait que, suite à une exposition aux pesticides, les modifications de la structure ou composition des communautés d'ennemis naturels peuvent être liées aux effets toxiques directs des pesticides sur les arthropodes, mais également à des effets indirects (ex. réduction de leurs proies, modifications de la structure des réseaux trophiques, modifications de la qualité de l'habitat - *i.e.* impact sur densité de végétation, conditions microclimatiques, disparition de zones refuges). Ainsi, la perte des proies-ravageurs en vergers conventionnels induit également une perte de diversité des ennemis naturels (Penvern *et al.*, 2010) et des araignées en particulier (Tahir *et al.*, 2010). **Cependant, très peu de travaux portent sur l'étude de ces effets indirects, sûrement dû au fait qu'ils sont difficiles à mettre en évidence, à caractériser et à quantifier**. Sanchez-Bayo (2021) propose une synthèse de l'ensemble des effets indirects connus des pesticides sur les insectes et autres arthropodes terrestres (Figure 8-5).

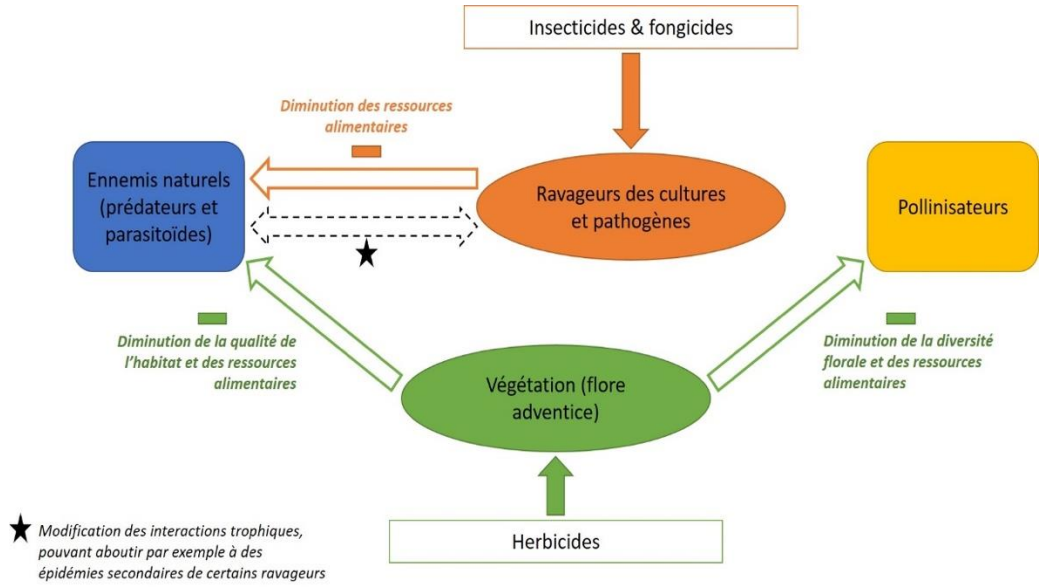


Figure 8-5. Figure extraite et adaptée de la revue de Sanchez-Bayo (2021). Les effets indirects des PPP sur les arthropodes terrestres non cibles (ennemis naturels et pollinisateurs) sont indiqués par les flèches creuses et pointillées. Les effets indirects des herbicides résultent principalement de l'élimination de plantes hôtes, de ressources alimentaires (ex. pollen et nectar), d'abris et de sites de nidification et d'hivernage. Les effets indirects des insecticides et fongicides résultent principalement de la diminution de ressources alimentaires (proies), et de modifications des interactions trophiques entre communautés d'ennemis naturels et communautés de ravageurs.

En ce qui concerne les ennemis naturels, l'impact des herbicides résulte essentiellement de l'élimination de plantes hôtes, de ressources alimentaires comme le pollen (utilisé par certaines coccinelles ou chrysopes par exemple), **ou encore d'abris, de sites de nidification et d'hivernage**. Par exemple, l'altération de la flore des bordures des champs modifie leur aptitude à servir de sources de nourriture ou de sites d'hivernage pour de nombreux insectes (Prosser *et al.*, 2016). La perte des plantes offrant une canopée peut induire une diminution des coléoptères de grande taille (> 10 cm) probablement liée à l'augmentation de la température, la baisse de l'humidité et la perte des proies disponibles (Prosser *et al.*, 2016). Les larves d'insectes peuvent également être plus nombreuses dans les zones envahies par les adventices, car les conditions de ponte ou de survie des larves sont susceptibles d'être plus favorables en raison de l'humidité accrue et de la protection contre les prédateurs qu'offre la végétation.

Les auxiliaires des cultures (ex. Araneae, Coccinellidae, Staphylinidae, Carabidae) sont plus abondants dans les parcelles de céréales présentant une diversité végétale plus importante (Taylor *et al.*, 2006). Lorsque la communauté de plantes change suite à des traitements herbicides, la communauté d'ennemis naturels change également. En revanche, si la communauté de plantes n'est pas significativement modifiée par les traitements

herbicides, aucune modification de la communauté d'ennemis naturels n'est observée (Taylor *et al.*, 2006), ce qui confirme qu'il s'agit là d'un effet indirect des herbicides *via* des effets sur la qualité de l'habitat. Watts *et al*. (2016) montrent, quant à eux, que l'utilisation de glyphosate pour lutter contre l'invasion du saule gris dans des zones humides conduit à des diminutions importantes des abondances d'invertébrés (ex. Araneae, Coleoptera, Diptera) inféodés à la canopée. Cet effet n'intervient pas immédiatement après le traitement, mais plusieurs jours après en lien avec la perte significative de la canopée du saule gris (*i.e.* perte d'habitat). Ces **résultats montrent bien que les herbicides affectent les arthropodes prédateurs, mais que ces effets sont très probablement médiés par des changements de la communauté végétale**.

En ce qui concerne plus particulièrement les **araignées, plusieurs études témoignent d'un impact indirect du glyphosate**. Les applications de glyphosate sont à l'origine de changements de la structure de la végétation (ex. diminution de la hauteur de végétation ou encore augmentation du pourcentage de végétation morte) ou des conditions microclimatiques, qui conduisent à leur tour à des impacts sur l'abondance des individus (ex. Bell *et al*. (2002) ; Haughton *et al*. (2001)). Dans l'étude de Haughton *et al*. (2001), ces modifications sont temporaires, et les effets néfastes sur les abondances d'araignées ne sont plus observables à la fin de la saison.

L'impact indirect des insecticides résulterait principalement d'une réduction des proies des ennemis naturels, et/ou au contraire de l'accroissement secondaire de populations de ravageurs non visés par les pesticides appliqués (Sanchez-Bayo, 2021). Ces modifications de la structure et de la composition des communautés de proies sont donc susceptibles d'impacter les relations trophiques (ex. modification de la quantité et/ou qualité de la ressource alimentaire pour les prédateurs). En ce qui concerne les **fongicides, peu d'effets indirects** sont mentionnés dans la littérature. Mais, ils pourraient avoir un effet indirect sur les acariens prédateurs en réduisant leurs ressources alimentaires, car certains sont connus pour se nourrir d'agents pathogènes fongiques comme le mildiou. Ils pourraient également affecter des champignons entomopathogènes, qui sont des ennemis naturels de beaucoup d'arthropodes nuisibles (Sanchez-Bayo, 2021). Il peut en découler des modifications de l'abondance de ces ravageurs, et donc des modifications de la structure et composition des communautés de proies susceptibles d'impacter les relations trophiques et les interactions biotiques.

Comme dans le cas des effets toxiques (létaux et sublétaux), **l'impact indirect des PPP est donc variable en fonction des pesticides utilisés** (ex. le glyphosate induit une diminution des abondances de coléoptères plus rapide que l'atrazine (Prosser *et al.*, 2016)) **et des doses appliquées, mais également des organismes considérés et de leurs traits d'histoire de vie.** Chez les araignées, par exemple, l'impact indirect des pesticides est spécifique de la guilde. La réponse va dépendre des techniques de chasse (toile ou non) et, au sein de chacune de ces techniques, de la structure de la toile, du mode de vie (diurne ou nocturne), de la qualité des proies disponibles, et de la prédation intra-guilde (Pekar, 2012) (Tableau 8-3). L'application de glyphosate impacterait davantage les araignées tisseuses des bordures de champs que les araignées vagabondes (Prosser *et al.*, 2016). En effet les araignées tisseuses des zones herbacées sont très dépendantes des proies présentes dans ces habitats, et il a été observé que le retour des communautés d'araignées tisseuses est concomitant avec le rétablissement de la végétation initiale et la hauteur des herbes (voir aussi Marliac *et al*. (2016) à ce sujet).

2.3. Les organismes du sol

Les organismes du sol sont impliqués dans de nombreuses fonctions écosystémiques telles que présentées dans le Tableau 8-1 (fonctions 2, 4, 5, 8, 9, 11 et 12), en particulier « *la formation et le maintien de la structure du sol* » et « *la régulation des cycles des nutriments dans les écosystèmes terrestres* ». Au travers de ces fonctions, les organismes du sol permettent d'assurer le bon fonctionnement des systèmes et de promouvoir la santé des plantes et des écosystèmes terrestres (Mitchell, 2013). La littérature scientifique portant sur ces organismes est minoritaire en comparaison avec les autres organismes invertébrés terrestres, et **une majorité des articles identifiés concernent les vers de terre et les nématodes.**

Les organismes du sol sont exposés aux pesticides par contact épidermique direct avec les produits chimiques contenus dans le sol ou l'eau. Une autre voie d'exposition est l'ingestion de sol et de particules contaminés (voir Figure 8-3).

Les tendances qui peuvent être dégagées indiquent une plus grande abondance, diversité et activité des organismes du sol dans les systèmes à faible niveau d'intrants par rapport aux systèmes à haut niveau d'intrants (ex. Rana *et al*. (2010) ; Castro *et al*. (2015) ; van Diepeningen *et al*. (2006) ; Dominguez *et al*. (2016)). Comme vu précédemment pour les autres groupes d'invertébrés terrestres, les effets propres des pesticides sur les organismes du sol sont difficiles à évaluer sur le terrain car les études comparent généralement l'agriculture biologique et l'agriculture conventionnelle. Ainsi, plusieurs facteurs varient simultanément et peuvent influencer directement ou indirectement les communautés d'organismes du sol, comme les amendements en matière organique (Jamar *et al.*, 2010 ; Castro *et al.*, 2015), le travail du sol (Mazzoncini *et al.*, 2010 ; Coll *et al.*, 2012 ; Marwitz *et al.*, 2012 ; Rieff *et al.*, 2020) ou la gestion de l'enherbement (Lemanski et Scheu, 2015). Des résultats contrastés peuvent également provenir de l'ancienneté des essais ou des parcelles en agriculture biologique, car les effets des systèmes de culture sur les communautés du sol sont généralement étudiés à une seule date d'échantillonnage dans le cadre d'essais dont la durée n'est pas précisément spécifiée ou qui ont été mis en place seulement quelques années avant l'échantillonnage (Tsiafouli *et al.*, 2007; Pelosi *et al.*, 2009). Selon Pelosi *et al*. (2015), peu d'études ont été réalisées sur des essais à moyen et long termes, avec des intervalles d'échantillonnage de plusieurs années. De plus, si aucun pesticide de synthèse n'est autorisé en agriculture biologique, les agriculteurs peuvent utiliser des fongicides à base de cuivre ou de soufre qui peuvent être néfastes pour les organismes du sol (ex. Maraldo *et al*. (2006) ; Amossé *et al*., (2020)) et expliquer potentiellement des résultats contrastés lors de l'étude des systèmes biologiques et conventionnels (Alvarez *et al.*, 2001).

Ainsi, nous nous sommes focalisés sur les études ayant évalué spécifiquement les effets des pesticides sur les invertébrés du sol. Plusieurs articles de recherche et revues ont été publiés sur ce sujet et ont montré des effets négatifs des pesticides sur ces invertébrés mais principalement dans des conditions de laboratoire avec des espèces modèles (Bunemann *et al.*, 2006 ; Gunstone *et al.*, 2021). Nous nous sommes ici concentrés en particulier sur les études réalisées dans des conditions semi-naturelles ou de terrain à des niveaux d'organisation biologique supérieurs à la population.

2.3.1. Effets des PPP sur les populations et communautés d'organismes du sol

Lorsqu'un pesticide atteint le sol, les organismes qui y vivent peuvent être touchés à différents niveaux d'organisation, de l'ADN aux communautés (Pelosi *et al.*, 2014) et même aux niveaux supérieurs, si l'on considère les effets sur les écosystèmes. Toutefois, les études menées en conditions semi-naturelles ou de terrain conduisent souvent à des observations à l'échelle de la population ou de la communauté.

De nombreuses études rapportent les effets néfastes des insecticides sur les organismes du sol (Pelosi *et al.*, 2013 ; Rieff *et al.*, 2020; Asad *et al.*, 2021). Par exemple, Joy *et al*. (2005) ont montré que l'heptachlore et l'endosulfan, à des doses agronomiques, avaient un effet négatif sur les populations de microarthropodes du sol, principalement sur la densité et l'abondance relative des principaux groupes de proies comme les collemboles et les acariens, entraînant une baisse notable du rapport proie-prédateur. Pearsons et Tooker (2021) ont réalisé une expérience sur le terrain pendant trois ans et ont montré que l'enrobage des semences par des néonicotinoïdes ou l'application à la volée d'un insecticide pyréthrinoïde affectaient de plus de 10% la densité des arthropodes décomposeurs (mille-pattes collemboles ou acariens oribatides) et la décomposition de la litière, affectant ainsi les fonctions liées à la régulation des cycles des nutriments. Pourtant, le diméthoate et la λ-cyhalothrine n'ont eu aucun effet sur les populations de vers de terre au champ, probablement parce que les taux d'application étaient jusqu'à trois ordres de grandeur inférieurs à la CE50 déterminée lors d'essais au laboratoire avec *Eisenia fetida* (Whalen *et al.*, 2012). Comme pour les autres produits chimiques, les effets des insecticides dépendent des pesticides testés et des organismes du sol. Tripathi et Sharma (2005) ont constaté que le γ–hexachlorocyclohexane (ou lindane) et le quinalphos réduisaient la population d'acariens, de coléoptères, de collemboles, d'autres arthropodes

ainsi que la faune totale du sol. Cependant, l'application de carbaryl a diminué la population d'acariens et de coléoptères mais a augmenté les populations de collemboles, d'autres arthropodes et la faune totale. Les insecticides de biocontrôle n'ont généralement pas d'effets nocifs sur le biote du sol. Par exemple, Beck et al. (2004) montrent l'absence d'effet néfaste de *Bacillus thuringiensis* var. *kurstaki* (B.t.k. ; Dipel ES®) sur les vers de terre, enchytréides, oribatides et collemboles de sols de parcelles forestières traitées.

Les herbicides sont souvent rapportés pour avoir des effets négligeables ou positifs sur l'abondance des invertébrés du sol (par exemple, French et Buckley (2008) ; Griffiths *et al*. (2008) ; Rebecchi *et al*. (2000) ; Bohan *et al*. (2005)) notamment en raison de l'augmentation de la ressource trophique pour les organismes saprophages du sol, et d'une exposition plus faible (résidus organiques dégradés) pour certains arthropodes du sol (Lins *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2016). Le critère étudié est important car Zhao *et al*. (2013) ont constaté dans une méta-analyse que les herbicides diminuaient l'abondance des nématodes fongivores et prédateurs mais que l'abondance des bactérivores, des parasites des plantes et des omnivores augmentait. Dans l'ensemble, l'abondance totale des nématodes avait tendance à augmenter en réponse à l'application d'herbicides. En ce qui concerne le glyphosate, Lindsay et French (2004) n'ont pas identifié d'effets directs ou indirects significatifs sur l'abondance des invertébrés de la litière de feuilles ou sur la composition des communautés dans les quatre mois suivant l'application de l'herbicide (Roundup Biactive, Monsanto aux doses recommandées). De même, dans l'étude de Givaudan *et al*. (2014), le glyphosate utilisé à la dose recommandée n'a pas provoqué de changements des activités enzymatiques chez le ver de terre *Aporrectodea caliginosa*. Cependant, d'autres auteurs ont signalé que les herbicides à base de glyphosate avaient des effets néfastes sur les vers de terre (Garcia-Perez *et al.*, 2020). Il est moins facile de tirer des généralités sur les effets des fongicides sur les invertébrés du sol, car des effets plus contrastés ont été rapportés par les études de terrain, en fonction des produits chimiques étudiés et des organismes du sol. Par exemple, Christensen et Mather (2004) ont utilisé des semences de blé disponibles dans le commerce à une densité de semis recommandée et ont constaté que les traitements de semences (en particulier les fongicides) augmentaient l'activité de surface des collemboles, augmentaient le nombre de protozoaires, réduisaient la vitesse de décomposition des plantes et n'affectaient pas l'activité de surface des vers de terre (migration en surface de deux espèces anéciques et trois espèces endogées).

Vers de terre

De récents travaux ont montré que les vers de terre au champ présentaient quasi-systématiquement (92% des échantillons de vers de terre, n=155) une contamination à au moins un pesticide (Pelosi *et al.*, 2021), à la fois dans les cultures traitées et dans les habitats non traités comme les haies, les prairies et les parcelles de céréales en agriculture biologique. De plus, des mélanges d'au moins un insecticide, un herbicide et un fongicide ont été quantifiés dans 54% des vers de terre à des niveaux susceptibles d'entraîner un effet écotoxique. Quarante-six pourcents des échantillons de sol provenant à la fois des céréales d'hiver traitées et des habitats non traités présentaient un risque élevé de toxicité chronique pour les vers de terre.

Cette étude sur la contamination des vers de terre et les effets potentiels des pesticides actuellement utilisés sur le terrain est unique car les articles qui ont examiné les effets des pesticides sur les vers de terre traitaient principalement d'études au laboratoire et de molécules anciennes (par exemple, Yasmin et D'Souza (2010) ; Datta *et al*. (2016)).

Les effets de mélanges de pesticides ont par ailleurs été mis en évidence en Norvège par Schnug *et al*. (2015) avec un effet négatif d'un mélange de trois formulations commerciales biocides (l'insecticide esfenvalérate, le fongicide picoxystrobine et le bactéricide triclosan) sur l'abondance des vers de terre et la proportion de juvéniles. Ils ont pu montrer le rôle prédominant de l'insecticide et du fongicide dans l'effet toxique chez les vers de terre. Les biocides semblent avoir été plus toxiques pour les vers de terre dans le champ que pour *E. fetida* au laboratoire, ce qui confirme une étude de Jänsch *et al*. (2006) suggérant que les effets au champ ont tendance à se produire à des concentrations plus faibles que celles prévues par les études de laboratoire les plus sensibles. Cela confirme également que l'espèce de compost *E. fetida* est moins sensible que d'autres espèces de vers de terre trouvés en conditions naturelles, comme l'ont montré Pelosi *et al*. (2013). La faible représentativité de l'espèce *E. fetida*

comme modèle d'étude des effets écotoxicologiques chez les vers de terre est ainsi confirmée, de même que la sous-estimation des dangers par les approches au laboratoire du fait de la non prise en compte des effets indirects, révélant la complémentarité des approches de laboratoire et de terrain dans les procédures réglementaires d'évaluation des risques pour l'approbation des substances actives.

En effet, les approches de laboratoire permettent de confirmer les observations de terrain et de comprendre les mécanismes sous-jacents. Par exemple, Reinecke *et al*. (2007) ont observé, dans une zone agricole du Western Cape, en Afrique du Sud, une densité de population de vers de terre beaucoup plus faible dans des vergers traités au chlorpyrifos (22/m²), que dans les terrains situés à côté du verger (152/m²). Les études qu'ils ont menées au laboratoire ont permis de confirmer l'effet toxique du chlorpyrifos en décrivant la diminution de la biomasse chez les vers de terre *A. caliginosa* et l'inhibition de leur activité cholinestérase.

Les études de terrain permettent aussi de comparer la sensibilité des espèces (ex. Christensen et Mather (2004)), ce qui renseigne sur de potentiels effets sur les fonctions assurées par les différentes espèces de vers de terre. Pelosi *et al*. (2013) ont montré que les espèces vivant dans la couche superficielle du sol étaient les plus touchées par les pesticides, ce qui peut avoir des effets négatifs sur la dégradation de la matière organique à la surface du sol. De la même manière, Amossé *et al*. (2020), dans un essai expérimental dédié à l'étude de deux formulations commerciales de fongicides, ont montré que *Lumbricus terrestris*, *A. caliginosa*, *Aporrectodea giardi*, *Aporrectodea longa* et *Allolobophora chlorotica* étaient (par ordre décroissant) les espèces les plus sensibles aux deux fongicides testés, Cuprafor Micro® (oxychlorure de cuivre) et Swing® Gold (époxiconazole et dimoxystrobine).

Enchytréides

Les enchytréides, cousins des vers de terre, sont bien moins étudiés, pourtant ce sont des saprophages qui jouent des rôles similaires aux vers de terre dans les sols agricoles en influençant la structure du sol et la dynamique de la matière organique (fonctions 4, 8 et 9, Tableau 8-1) par le biais des communautés microbiennes. Ils occupent également une place centrale dans les réseaux alimentaires du sol (fonction 11, Tableau 8-1). Ubiquistes dans les sols des climats tempérés, et malgré l'existence de tests normalisés sur les enchytréides, la réglementation européenne portant sur la mise sur le marché des PPP (Règlement (CE) No 1107/2009) n'exige pas ces tests, et l'étude de ces communautés au champ reste rare (Pelosi et Rombke, 2018). S'ils sont sensibles à certaines pratiques de culture comme le labour (Dominguez et Bedano, 2016), les enchytréides semblent être moins sensibles aux pesticides que d'autres organismes comme les vers de terre (Pelosi *et al.*, 2021). Amossé *et al*. (2018) n'observent pas d'effets sur les communautés d'enchytréides dans des parcelles contaminées jusqu'à dix fois la dose recommandée de deux formulations fongicides à base d'époxiconazole/dimoxystrobine et d'oxychlorure de cuivre. Pourtant, Römbke *et al*. (2017) ont expliqué que leur contact étroit avec l'eau interstitielle du sol, un taux d'ingestion élevé et une cuticule fine les exposent fortement et les rendent très sensibles à une large gamme de pesticides. Ces auteurs ont résumé les effets des pesticides sur les enchytréides au niveau communautaire et ont identifié certaines limites dans les études publiées qui auraient pu empêcher de mettre en évidence les effets des pesticides sur les enchytréides. Par exemple, l'abondance totale est le principal critère étudié alors qu'une plus grande sensibilité peut être attendue au niveau du genre ou de l'espèce. Les individus *Fridericia* semblent plus sensibles que d'autres genres, peut-être en raison d'une exposition différente ou de différences physiologiques. De plus, Rombke *et al*. (1994) ont montré les effets d'un mélange diuron/amitrole sur l'abondance et la biomasse des enchytréides, mais uniquement au plus fortes concentrations (cinq fois la dose recommandée). Aux faibles concentrations, ce mélange semble au contraire favoriser l'augmentation des deux critères mesurés. Ce phénomène pourrait être lié à un usage accru d'insecticide qui impacterait des acariens prédateurs ou des organismes compétiteurs, les collemboles. Leur disparition favoriserait l'accès des enchytréides à la nourriture. Popovici *et al*. (1977) ont étudié, quant à eux, l'effet de l'atrazine sur les communautés d'enchytréides et ont montré la diminution de leur abondance après un mois. Cependant, celle-ci est suivie d'une récupération quatre mois après. La résilience étant très peu étudiée chez les enchytréides au champ, nous avons peu de recul sur ce phénomène.

Nématodes

Il existe différentes familles de nématodes. Certaines espèces ont des effets bénéfiques (fonction 8 de dégradation de la matière organique du sol, Tableau 8-1) alors que d'autres sont considérées comme des ravageurs puisque parasites des plantes. Ces dernières sont la cible des nématicides, mais les nématodes libres (et potentiellement bénéfiques pour le système) non cibles peuvent également être affectés par cette classe de pesticides (Watson et Desaeger, 2019). Parmi les organismes du sol, les nématodes sont les plus étudiés. Les auteurs s'intéressent généralement aux nématodes parasites des plantes en premier lieu, pour des problématiques de production végétale, et ils étudient par la même occasion des groupes non cibles des pesticides. Par exemple, Wada *et al*. (2011) ont expliqué qu'une application du nématicide imicyafos avait un impact significatif sur la densité de *Pratylenchus penetrans*, un parasite du radis, mais n'avait aucun effet sur la densité des nématodes libres.

De plus en plus de solutions écologiques existent pour lutter contre les nématodes phytoparasites (et principalement contre *Meloidogyne spp*.) avec des effets généralement positifs ou neutres sur les nématodes non cibles (par exemple, Ntalli *et al*. (2020) avec *Thymus Citriodorus* ; Nair *et al*. (2015) avec des feuilles de *Curcuma spp*.). Carrascosa *et al*. (2015) ont montré que l'application de pâte de graines de margousier induisait une profusion des populations de nématodes bactériophages tandis que les mélanges de champignons nématophages induisaient une augmentation des nématodes fongivores. Les effets des nématicides plus « conventionnels » peuvent être plus négatifs et contrastés que les solutions écologiques évoquées précédemment. Thoden *et al*. (2021) ont montré que le Salibro (une formulation à base de fluazaindolizine) utilisé à dose recommandée était une option moins néfaste que le fluensulfone ou le fluopyrame pour la gestion des nématodes alors que Kawanobe *et al*. (2019) n'ont trouvé aucun effet du fluensulfone sur les populations de nématodes libres non cibles. De même, Waldo *et al*. (2019) ont montré dans des systèmes de gazon que le fluopyrame avait un impact négatif sur les nématodes non cibles, tandis que Grabau *et al*. (2020) ont constaté que ce nématicide n'affectait aucun groupe trophique de nématodes libres. Par ailleurs, des différences de sensibilité entre genres et espèces de nématodes ont été mises en évidence (Korthals *et al*., 2000). Ruess *et al*. (2002) expliquent que certains pesticides peuvent entraîner une augmentation des espèces de nématodes tolérants au stress ou compétitifs. Nous avons constaté que les études s'intéressent le plus souvent aux effets des pesticides sur la répartition des espèces de nématodes en fonction de leur régime alimentaire (bactérivores, fongivores, omnivores). Par exemple, Pen-Mouratov et Steinberger (2005) ont montré que les nématodes fongivores et bactérivores diminuaient dans les échantillons traités aux pesticides (Nemacur (phénamiphos) ou Edigan (métam sodium)). D'autres indices nématofauniques peuvent être utilisés pour déterminer les effets des pesticides sur les nématodes. D'après Haegerbaeumer *et al*. (2019), les indices de maturité (permettant de caractériser l'état d'anthropisation d'un système) et d'enrichissement (renseignant la complexité de la micro-chaîne trophique et la disponibilité des nutriments) ont été modifiés par du fludioxonil, confirmant ainsi la sensibilité des nématodes aux fongicides. Lors de l'interprétation des effets écotoxicologiques, il est important de considérer les effets saisonniers puisque Cerevkova *et al*. (2017) ont montré que les différences liées aux effets de trois insecticides (granulés de téfluthrine et de clothianidine, traitement de semence de clothianidine) sur la diversité des espèces des différents groupes trophiques de nématodes étaient moins importantes que les différences intra ou interannuelles sur les communautés de nématodes. De même, Gupta *et al*. (2019) ont utilisé des indices de nématodes tels que l'indice de maturité, l'indice d'enrichissement et l'indice structurel et ont montré qu'ils étaient significativement et négativement affectés lorsque des pesticides de synthèse étaient appliqués pendant les saisons d'été et d'hiver. Ainsi, les effets des pesticides sont liés à l'activité des animaux. Ces indices sont utiles pour interpréter l'état du réseau alimentaire du sol dans différents habitats et les auteurs ont conclu que les parcelles traitées avec des pesticides présentaient un sol fortement perturbé indiquant un réseau alimentaire dégradé par rapport aux autres parcelles expérimentales.

Une particularité des nématodes est que certains d'entre eux, les nématodes entomopathogènes (EPN) sont envisagés comme agents de biocontrôle (Campos-Herrera *et al.*, 2008). Dans cette optique, il convient donc de s'intéresser à l'effet néfaste des pesticides sur cette catégorie de nématodes bénéfiques à la régulation biologique au champ. Koppenhöfer *et al*. (2003) ont montré un effet positif de l'imidaclopride sur la reproduction des nématodes après une application combinée (imidaclopride et nématodes entomopathogènes) qui pourrait améliorer le potentiel de lutte biologique. En revanche, l'étude de plusieurs systèmes agricoles conventionnels a

montré que la présence de Zn, Cu et d'hexachlorobenzène dans les sols semblait entraîner une diminution significative de la densité de population des EPN.

Collemboles

En 2002, Frampton (2002) a montré, au cours d'une étude de six ans, que l'agriculture conventionnelle utilisant des insecticides organophosphorés en plus des herbicides et des fongicides, induisait (en comparaison avec une approche à intrants réduits *i.e.* peu de fongicides et d'herbicides et aucun insecticide) le déclin de l'abondance et de la diversité des collemboles dans les champs, notant la disparition locale d'une espèce, sans récupération pendant l'étude. Il a également décrit certaines espèces de collemboles (*Orchesella cincta* et *Tomocerus* spp) présentes uniquement en bordure de champ, protégées des applications d'insecticides organophosphorés par une zone tampon de six mètres : les effets y étaient moins importants et sans persistance à long terme. Il a donc été rapporté que les insecticides étaient assez néfastes pour les communautés de collemboles, avec des différences de sensibilité entre espèces.

Fountain *et al*. (2007), dans une prairie de montagne, ont montré que l'ajout de l'insecticide chlorpyrifos dans le sol diminuait la diversité, la richesse des espèces et l'uniformité des collemboles. Cependant, l'abondance des collemboles a augmenté. Les communautés de collemboles traitées à l'insecticide étaient dominées par *C. denticulata*, une espèce très commune et répandue dans les habitats humides, ce qui a entraîné une réduction spectaculaire de l'équitabilité des espèces. L'explication de l'augmentation des densités de *C. denticulata* dans les parcelles traitées aux insecticides n'est pas claire et des recherches supplémentaires sont nécessaires pour démêler les mécanismes sous-jacents ; l'inaptitude au goût des prédateurs, la résistance aux xénobiotiques et la réduction de la concurrence sont toutes des possibilités.

En ce qui concerne les herbicides, les effets du glyphosate sur les communautés de collemboles ont été étudiés à plusieurs reprises, révélant généralement des effets positifs (Lins *et al*. (2007) avec le glyphosate à 900 mL/ha) ou neutres (Santos *et al*. (2012). Par exemple, Maderthaner *et al*. (2020) ont testé en serre l'influence de la formulation d'herbicides à base de glyphosate sur les collemboles, en les exposant à différents produits (Roundup LB Plus, Touchdown Quattro, Roundup PowerFlex) ou à leurs substances actives (sels d'isopropylammonium, de diammonium ou de potassium du glyphosate). Toutes ces substances ont favorisé l'activité de surface des collemboles (pitfall trapping) par rapport aux pots témoins (désherbés mécaniquement). De plus, l'activité des collemboles était plus élevée dans les traitements avec les herbicides à base de glyphosate qu'avec les substances actives correspondantes (sels d'isopropylammonium, de diammonium ou de potassium du glyphosate). La décomposition de la litière n'a été affectée ni par les herbicides à base de glyphosate ni par les substances actives.

2.3.2. Effets létaux et sublétaux

Compte tenu du parti pris de focaliser notre attention sur les études réalisées en conditions semi-naturelles ou de terrain, les principaux résultats décrits concernent les échelles de la population ou de la communauté des organismes du sol. Toutefois, quelques effets écotoxicologiques des pesticides aux échelles individuelles et sub-individuelles ont été identifiés, principalement chez les vers de terre.

Par exemple, dans la revue de Pelosi *et al*. (2014), les auteurs se sont concentrés sur les études portant sur les produits autorisés en Europe, et ont montré que les vers de terre étaient impactés par les pesticides à tous les niveaux d'organisation (des gènes aux communautés). Ils ont décrit que les pesticides perturbent les activités enzymatiques des vers de terre (ex. Denoyelle *et al*. (2007)), augmentent la mortalité individuelle, diminuent la fécondité et la croissance, modifient les comportements individuels tels que le taux d'alimentation et diminuent la biomasse et la densité de la communauté globale (Pelosi et al., 2014). Ils ont également souligné que les insecticides et les fongicides sont les pesticides les plus toxiques ayant un impact sur la survie et la reproduction des vers de terre, respectivement. Les auteurs ont mis le doigt sur les besoins de connaissances sur les effets réels des pesticides sur les vers de terre dans les systèmes de culture et sur la méthodologie nécessaire pour

obtenir ces connaissances et les extrapoler aux nouveaux pesticides, c'est-à-dire concevoir des tests robustes basés sur des expériences à court terme et des conditions de laboratoire standardisées, capables de prédire les effets réels des nouveaux pesticides sur le terrain (Pelosi et al., 2014).

Une autre revue récente, écrite par Uwizeyimana *et al*. (2017), a également révélé que les vers de terre sont affectés négativement par les mélanges de pesticides et de métaux à tous les niveaux d'organisation : dommages à l'ADN, perturbation des activités enzymatiques, réduction du taux de survie, de production et de croissance des individus, modification du comportement individuel tel que le taux d'alimentation, et diminution de la biomasse et de la densité de la communauté totale des vers de terre. Les organophosphorés ont été identifiés comme les pesticides les plus toxiques en raison de leurs effets synergiques. Les auteurs ont, eux aussi, souligné la rareté des données écotoxicologiques concernant le niveau génomique et les mécanismes causant la synergie.

2.3.3. Effets *via* la qualité de l'habitat et des ressources

Les effets indirects des pesticides sur les organismes du sol sont assez rarement étudiés ou rapportés dans la littérature. Pourtant, ils peuvent être aussi importants que les effets directs. En particulier, les effets des herbicides peuvent être moins pertinents en termes de toxicité directe mais pourraient être considérés comme un exemple d'effets indirects car les herbicides contribuent à diminuer l'humidité des sols via la baisse de l'abondance des plantes, ce qui est particulièrement défavorable aux communautés d'enchytréides (Popovici *et al.*, 1977; Rombke *et al.*, 2017).

D'autres effets indirects peuvent être dus aux interactions entre les organismes du sol, comme l'ont observé Sechi *et al*. (2014). En utilisant des systèmes de test multi-espèces, ils ont montré que la présence du ver de terre *E. fetida* avait un effet positif sur la majorité des espèces (collemboles, acariens prédateurs, enchytréides), réduisant l'effet insecticide négatif de l'alpha-cyperméthrine. *E. fe*tida a donc affecté la sensibilité des espèces et a diminué la dégradation de l'insecticide en raison de l'incorporation de la matière organique *via* la nourriture des vers de terre. Ils ont également mis en évidence que les collemboles étaient plus sensibles que ce qui avait été observé précédemment avec des espèces uniques.

3. Quels impacts sur les fonctions écosystémiques ?

3.1. Le rôle des insectes pollinisateurs pour les fonctions de dispersion des propagules, de maintien des interactions biotiques, de la biodiversité et de l'intégralité des habitats

Au-delà de son rôle pour le maintien de la productivité agricole dans certains secteurs, la pollinisation exercée par les insectes pollinisateurs est un processus clé pour le fonctionnement des écosystèmes terrestres. En assurant la dispersion des propagules des plantes entomogames (fonction 10, Tableau 8-1), les insectes pollinisateurs jouent un rôle essentiel dans la reproduction et le maintien de ces espèces au sein des paysages. Ils contribuent ainsi au maintien de la diversité des communautés de plantes sauvages et de l'intégrité des habitats pour la biodiversité faunistique terrestre (fonctions 11 et 12, Tableau 8-1) (Aguilar *et al.*, 2006 ; Klein *et al.*, 2007 ; Potts *et al.*, 2010 ; Ollerton *et al.*, 2011).

L'analyse du corpus montre que peu de travaux évaluent les effets des pesticides sur la pollinisation des plantes cultivées ou non cultivées. En effet, la majorité de la littérature se limite à l'étude des pollinisateurs, considérés comme des proxys de la pollinisation. Bien que les plantes développent des mécanismes leur permettant de compenser les altérations des communautés de pollinisateurs, des relations positives entre la diversité spécifique et fonctionnelle des pollinisateurs et le succès reproducteur des plantes entomogames sont constatées (Brittain et Potts, 2011). Ainsi, les pesticides sont susceptibles, en affectant le comportement, la survie des abeilles

domestiques et autres pollinisateurs sauvages, d'altérer leur capacité à polliniser les plantes cultivées et non cultivées dont la reproduction dépend de la pollinisation par ces insectes (Brittain et Potts, 2011 ; Stanley et Raine, 2016). Il existe cependant peu de travaux qui évaluent directement les effets des applications de pesticides (ou de systèmes de production sans pesticides de synthèse comme l'agriculture biologique) sur la pollinisation (Uhl et Brühl, 2019) et les résultats des quelques études existantes sont contrastés.

Des travaux comme ceux de Stanley *et al*. (2015) ont permis de montrer que l'exposition aux pesticides, et notamment aux insecticides néonicotinoïdes comme le thiaméthoxame, peut réduire la pollinisation des cultures de pommes assurée par les bourdons (*i.e.* moins de visites des fleurs, moins de pollen collecté, et réduction de la production de graines). Des résultats similaires sont observés sur des parcelles de vignes (Brittain *et al.*, 2010). Dans leur étude, Gabriel et Tscharntke (2007) montrent que les parcelles en agriculture conventionnelle sont dominées par des plantes sauvages non entomogames contrairement aux parcelles en agriculture biologique, suggérant que la pollinisation exercée par les insectes est altérée dans les systèmes conventionnels. La pollinisation de plantes cultivées est également réduite dans les systèmes conventionnels en comparaison de systèmes biologiques, comme le montrent Andersson *et al*. (2014) dans le cas du pois (dont la pollinisation repose sur les bourdons en grande partie), ou Anderson *et al*. (2012) dans le cas des fraises. Hardman *et al*. (2016), qui ont étudié l'intensité de la pollinisation exercée par la communauté d'insectes pollinisateurs (abeilles domestiques, abeilles solitaires, bourdons, syrphes) dans diverses cultures en système de polyculture-élevage, montrent que les taux de visite des fleurs et l'intensité de la pollinisation sont plus élevés dans les systèmes en agriculture biologique en comparaison de systèmes conventionnels. Les résultats de Gillespie *et al*. (2015) laissent suggérer que, lorsque des effets négatifs des pesticides sur la pollinisation sont observés, cela pourrait également être dû à des effets indirects, liés à une diminution de l'attractivité des plantes (diminution de la production de nectar) et à une diminution des interactions pollen - stigmate (diminution des capacités de germination du pollen et de la croissance du tube pollinique). Toutefois, d'autres études montrent des résultats contradictoires. Par exemple, Porcel *et al*. (2018) observent des niveaux similaires de pollinisation des pommiers (*i.e.* même nombre de fruits par branche, nombre de graines par fruit, et nombre de visites de pollinisateurs par fleur) dans les systèmes de culture en agriculture biologique et conventionnelle.

Différents facteurs peuvent expliquer ces résultats contrastés. Dans leur revue bibliographique, Brittain et Potts (2011) soulignent que les effets des pesticides sur les niveaux de pollinisation des plantes sont susceptibles de varier selon les traits d'histoire de vie des insectes pollinisateurs (Tableau 8-5). En particulier, le degré de spécialisation des interactions entre plantes et insectes est un facteur important à prendre en compte : lorsque la pollinisation d'une espèce de plante est assurée par une diversité importante de pollinisateurs (*i.e.* situation de redondance fonctionnelle), les effets des pesticides sur ces insectes peuvent avoir des conséquences moins visibles sur la fonction de pollinisation (Brittain et Potts, 2011). C'est ce que suggère l'étude de Brittain *et al*. (2010) dans laquelle les auteurs mettent en évidence que l'application d'un insecticide (fénithrothion) sur vigne réduit la diversité des insectes pollinisateurs présents (en particulier en début de saison), mais qu'elle n'impacte pas de façon visible les niveaux de pollinisation de l'espèce de plante étudiée. Un biais est toutefois possible, en lien avec le dispositif expérimental utilisé.

Si la réduction ou suppression des pesticides est préconisée pour préserver les pollinisateurs et les fonctions qu'ils assurent au sein des écosystèmes, il convient de noter que de tels changements de pratiques peuvent ne pas entraîner les effets escomptés concernant le service de pollinisation des cultures attendus par la profession agricole. Par exemple, Toivonen *et al*. (2019) montrent que les visites de fleurs de navette par les pollinisateurs augmentent au cours de la saison de floraison, et que cette augmentation est plus forte dans les parcelles peu traitées (faibles applications de pesticides). Mais, ces évolutions ne se traduisent pas par des effets positifs sur le rendement des cultures. En effet, la réduction de l'utilisation des pesticides peut avoir pour conséquences une réduction drastique des rendements du fait de pertes accrues en lien avec les ravageurs et adventices (ex. Samnegard *et al*. (2019)).

Tableau 8-5. Relations entre traits de vie des pollinisateurs, pollinisation et diversité des espèces végétales (selon la revue de Brittain et Potts (2011)).

Trait de vie	Réponses des pollinisateurs	Impact sur la pollinisation et la diversité végétale
Spécialisation alimentaire	Effets plus marqués sur les pollinisateurs oligolectiques.	Effets peu marqués de la réduction des pollinisateurs oligolectiques, qui pollinisent souvent des plantes visitées par divers pollinisateurs (généralistes). Effets peu marqués de la réduction des insectes polylectiques sur les plantes généralistes mais effets marqués sur la diversité des plantes du fait de leur contribution plus globale à la fonction de pollinisation.
Taille des pollinisateurs	Effets plus marqués sur les espèces de petite taille.	Effets plus marqués sur les plantes reposant sur la pollinisation par de petits insectes.
Période d'activité / vol	Effets plus marqués si application des pesticides pendant la période de vol des insectes.	Effets plus marqués sur les plantes caractérisées par une petite fenêtre temporelle de pollinisation, coïncidant avec la période d'application
Sociabilité	Effets plus marqués sur les abeilles solitaires si application des pesticides pendant leur période de vol. Effets plus marqués sur les pollinisateurs sociaux pendant la période d'activité des reines ; mais impacts sur les colonies compensés par le grand nombre d'individus présents.	Effets plus marqués sur les plantes reposant sur la pollinisation par les abeilles solitaires. Effets globalement marqués sur la pollinisation globale exercée par les pollinisateurs sociaux plus généralistes.
Voltinisme	Effets plus marqués sur les espèces univoltines si application des pesticides pendant leur période de vol.	Effets plus marqués sur les plantes reposant sur les pollinisateurs univoltins, avec une petite fenêtre de pollinisation, et coïncidant avec la période d'application. Compensation possible par le fait que les espèces univoltines sont souvent oligolectiques et visitent des plantes généralistes.
Mode de nidification	Effets plus marqués sur les espèces nichant dans le sol si les nids sont situés à proximité ou sous les zones d'exposition. Effets plus marqués sur les espèces construisant des nids à partir de matériel végétal, de terre, ou de résines végétales, si ces matériaux sont contaminés.	Effets plus marqués de la réduction des espèces nichant dans le sol sur les plantes exposées aux pesticides (à proximité ou dans les cultures). Effets moins marqués des espèces nichant au-dessus du sol.
Sexe des individus	Effets plus marqués sur les individus mâles que sur les femelles. Chez certaines espèces, ce peut être lié à leur taille plus petite.	Effets sur la dispersion longue distance du pollen assurée de façon plus importante par les individus mâles ; conséquences sur la reproduction croisée des plantes et l'état de santé des plantes. .

3.2. Le rôle des ennemis naturels des ravageurs pour les fonctions de fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques au sein des écosystèmes terrestres

Le contrôle biologique exercé par les ennemis naturels est un processus clé de la lutte biologique. En participant à la régulation des ravageurs, *via* les processus de prédation et/ou de parasitisme, les ennemis naturels contribuent, de par leur présence, au maintien de la biodiversité dans les agrosystèmes et participent aux fonctions d'interactions biotiques (fonction 11, Tableau 8-1).

L'impact des systèmes de production (ex. agriculture biologique *vs*. conventionnelle), ou plus spécifiquement de l'utilisation de pesticides, sur la prédation ou le parasitisme peut être dû à des modifications (i) de l'abondance des ennemis naturels (ex. Douglas *et al*. (2015) ; Lu *et al*. (2012)), (ii) de la diversité ou de la composition des communautés (ex. Birkhofer *et al*. (2016)), (iii) de la structure des réseaux trophiques (ex. MacFadyen *et al*. (2011)), ou encore (iv) des interactions entre les ennemis naturels et leurs proies. Resende-Silva *et al*. (2019) montrent que des punaises prédatrices dont les proies sont des herbivores ayant été en contact avec des plantes traitées à l'imidaclopride (insecticide néonicotinoïde) consomment moins de proies que lorsque les proies sont des herbivores non exposés. Par ailleurs, dans le cas des punaises en contact avec des proies exposées, les taux de prédation n'augmentaient pas avec la densité de proies.

Dans une étude menée à large échelle (données provenant de 270 exploitations agricoles réparties dans huit pays européens), Geiger *et al*. (2010) ont estimé *via* des proies sentinelles l'impact de plusieurs variables d'intensification agricole - dont l'usage des pesticides - sur le potentiel de contrôle biologique. La technique consiste à exposer des proies (des pucerons dans le cas de Geiger *et al*. (2010)) dans une parcelle, et à mesurer la vitesse de leur disparition ou dégradation, traduite en taux de prédation. Les auteurs montrent que **les taux de prédation sur les pucerons** n'étaient pas significativement différents entre des exploitations en agriculture biologique et des exploitations en agriculture conventionnelle, mais ils **diminuaient à mesure que les quantités d'insecticides appliquées sur les parcelles augmentaient**.

Cette méthode, qui mesure la prédation en utilisant la technique de proies sentinelles, et qui permet de mesurer ainsi sur le terrain un potentiel de contrôle biologique d'un ou de plusieurs bioagresseurs, a également été utilisée dans plusieurs autres études (ex. Porcel *et al*. (2018) ; Gagic *et al*. (2019) ; Atanassov *et al*. (2003) ; Winqvist *et al*. (2011) ; Östman *et al*. (2001) ; Douglas *et al*. (2015) ; Sarvary *et al*. (2007)). La plupart d'entre elles comparent des systèmes de production biologiques ou bas intrants et conventionnels, et témoignent d'un effet positif de l'agriculture biologique (ou bas intrants) sur le potentiel de contrôle biologique (ex. suppression plus importante en début de saison de colonies de pucerons dans des vergers de pommes biologiques (Porcel *et al.*, 2018) ; prédation plus importante de pucerons dans des parcelles de céréales en agriculture biologique lors de l'établissement des populations en début de saison (Ostman *et al.*, 2001) ; taux de parasitisme et de prédation plus important d'œufs de tordeuse dans des vergers de pêches à bas intrants - *i.e.* avec moins d'applications d'insecticides organophosphorés et carbamates, Atanassov *et al*. (2003)). Les résultats restent cependant variables selon les études (ex. pas de différence des taux de parasitismes dans des vergers de pomme en agriculture bas intrants et conventionnelle, Sarvary *et al*. (2007)). De plus, **les effets observés peuvent être variables au cours de la saison, ou encore être modulés par le contexte paysager**. Östman *et al*. (2001) montrent par exemple que l'effet positif de l'agriculture biologique qu'ils observent lors de la phase d'établissement des colonies de pucerons disparaît au cours de la saison. De même, les résultats d'Atanassov *et al*. (2003) suggèrent que les différences de prédation d'œufs sentinelles entre systèmes de production bas intrants et conventionnels peuvent s'atténuer au cours de la saison. Winqvist *et al*. (2011) montrent quant à eux que dans des paysages agricoles considérés comme hétérogènes (*i.e.* plus forte diversité d'habitats, parcelles de petite taille, pourcentage de terres arables plus faible), le potentiel de lutte biologique était le plus élevé dans les parcelles en agriculture biologique, alors que l'effet inverse était observé dans des paysages moins complexes.

Le même genre de méthode est employé pour estimer sur le terrain le potentiel de contrôle des graines d'adventices par des ennemis naturels granivores (utilisation de cartes de graines placées sur le terrain et protégées *via* des cages d'exclusion de la prédation par des organismes vertébrés, ex. Trichard *et al*. (2013)). **La prédation de graines par des invertébrés granivores** (ce qui est le cas notamment de plusieurs espèces de carabes) **est plus élevée dans des parcelles en agriculture biologique en comparaison à des systèmes de production conventionnels** (Diekotter *et al.*, 2010), **ainsi que lorsque l'intensité des traitements phytopharmaceutiques diminue** ((Trichard *et al.*, 2013), diminution du nombre de traitements insecticides et fongicides). Ceci peut s'expliquer par une augmentation des abondances ou de la diversité des ennemis naturels (ex. Trichard *et al*. (2013)), ou par des modifications de certains traits d'histoire de vie comme la taille ou la masse corporelle des individus (ex. Diekötter *et al*. (2016)). Cependant, comme pour le potentiel de contrôle biologique de ravageurs, les effets des systèmes de production ou de l'intensité des traitements pesticides peuvent être modulés par d'autres facteurs comme le contexte paysager (Fisher *et al.*, 2021).

L'étude sur le terrain (*via* les populations naturellement présentes) de l'abondance et des dynamiques des populations de ravageurs - en relation avec l'abondance et la dynamique des populations d'ennemis naturels - (ex. Östman *et al*. (2001) ; Birkhofer *et al*. (2016) ; Lu *et al*. (2012)), est une autre façon d'évaluer le contrôle biologique des ravageurs. Birkhofer *et al*. (2016) utilisent le nombre de proies retrouvées dans les toiles d'araignées et la densité d'araignées tisseuses par m² comme indicateur du contrôle biologique fourni par les araignées. Ils montrent ainsi que la prédation sur les pucerons est plus élevée en agriculture biologique. Dans l'étude de Lu *et al*. (2012), qui porte sur des cultures de coton transgéniques (coton Bt) associées à des réductions importantes d'usage

d'insecticides (surtout pyréthrinoïdes et organophosphates), les auteurs montrent que l'augmentation des populations de prédateurs généralistes (araignées, coccinelles et chrysopes) est corrélée à la diminution de l'abondance des pucerons. Les résultats suggèrent également que ces effets positifs sur le contrôle biologique en lien avec la réduction de l'usage des insecticides pourraient s'étendre aux parcelles voisines, car ils observent des relations positives entre l'abondance des prédateurs dans les parcelles de coton et dans des parcelles de soja adjacentes.

De façon similaire, l'étude sur le terrain des taux de parasitisme d'œufs de pucerons (ex. Langhof *et al*. (2003)), de larves de lépidoptères (ex. Rush *et al*. (2015)), ou encore de nymphes de punaises nuisibles (ex. Crampton *et al*. (2010)), est une façon d'appréhender l'impact des pesticides sur le contrôle biologique des ravageurs par des hyménoptères ou diptères parasitoïdes. Langhof *et al*. (2003) montrent par exemple que les densités de momies de pucerons dans des parcelles expérimentales de choux traitées à un insecticide de la famille des carbamates étaient inférieures aux densités dans les parcelles témoins dès le lendemain de la pulvérisation. Cependant, dans le cas des études qui comparent différents systèmes de production (agriculture biologique *vs*. conventionnelle, majorité des études analysées dans notre corpus), les patterns de réponse ne sont pas constants, et les taux de parasitismes s'avèrent souvent identiques (Roschewitz *et al.*, 2005; Macfadyen *et al.*, 2009) voir plus faibles dans les parcelles conduites en agriculture biologique (Crampton *et al.*, 2010; Rusch *et al.*, 2015). Il est donc **difficile de prévoir *a priori* les conséquences des systèmes de production.** Pour mieux comprendre l'impact des traitements phytopharmaceutiques sur le contrôle biologique des ravageurs, il semble **nécessaire de prendre en considération la culture et les PPP spécifiques appliqués, ainsi que les guildes de ravageurs et d'ennemis naturels présentes**.

Gagic *et al*. (2019) montrent par exemple que les taux de prédation, ainsi que l'impact de traitements insecticides sur la prédation, diffèrent si l'on s'intéresse au contrôle biologique fourni par les ennemis naturels présents au sol ou dans la canopée de parcelles de coton. Dans une étude récente, Greenop *et al*. (2020) montrent que le maintien du contrôle biologique de populations de pucerons suite à un traitement insecticide (deltaméthrine) dépend de la diversité de la communauté d'ennemis naturels impactée. En effet, la sensibilité des prédateurs aux pesticides - et notamment leur capacité à prédater des pucerons dans les heures ou jours qui suivent une exposition à un insecticide - est variable selon les espèces. Dans des **communautés diversifiées**, la probabilité que des espèces moins sensibles aux pesticides soient présentes est plus forte. Ces communautés **seraient ainsi plus résilientes dans leur capacité à fournir un service de contrôle des ravageurs suite à une exposition à un insecticide**.

Les approches que nous venons de décrire, et qui permettent d'évaluer des effets des systèmes de production sur la fonction de prédation ou sur le potentiel de contrôle biologique des ennemis naturels, sont rarement utilisées pour évaluer les impacts spécifiques des pesticides (ex. utilisation dans le cadre d'expérimentations en conditions semi-contrôlées). De plus, **peu d'études évaluent l'impact qui peut en découler *in fine* sur le rendement des cultures**. Les travaux de Douglas *et al*. (2015) montrent cependant que l'usage de néonicotinoïdes peut aboutir à une réduction non intentionnelle du rendement des cultures. En effet, ces traitements sont à l'origine d'une diminution de la densité des arthropodes prédateurs, relâchant ainsi la pression de prédation sur les limaces, et réduisant *in fine* les densités et le rendement du soja.

3.3. Le rôle des organismes du sol pour les fonctions de formation et maintien de la structure du sol, et régulation des nutriments

La qualité du sol résultant de l'abondance et de l'activité des invertébrés du sol sous la pression des pesticides n'a pas été beaucoup abordée dans la littérature. Les invertébrés du sol sont différemment affectés par les pesticides, avec des groupes et des espèces plus ou moins sensibles. Ainsi, par exemple, les vers de terre semblent être plus sensibles à certains pesticides que les enchytréides. Amossé *et al*. (2018) ont montré la disparition des vers de terre épigés et la diminution de la diversité et de la densité des anéciques dans des parcelles contaminées à dix fois la dose recommandée d'une formulation de fongicide à base d'époxiconazole et de dimoxystrobine tandis que

la régulation des nutriments (étudiée *via* l'activité alimentaire), la densité et la diversité des communautés d'enchytréides n'étaient pas impactées. De même, Pelosi *et al*. (2021) ont montré que l'effet positif des vers de terre sur la régulation des nutriments (étudiée *via* la minéralisation de la matière organique du sol (MOS)) était supprimé lorsqu'un fongicide à trois fois la dose recommandée était présent dans le sol. Les effets des enchytréides sur la minéralisation de la MOS sont quant à eux restés similaires avec et sans fongicide. Cette étude souligne l'importance de considérer la sensibilité relative des organismes du sol aux facteurs environnementaux et les interactions entre espèces et groupes d'espèces lors de l'évaluation du fonctionnement du sol.

Outre les impacts directs des pesticides sur les populations et les communautés de vers de terre (Paoletti *et al.*, 1998), des effets sur la structure du sol ont été démontrés au travers de la diminution de la bioturbation dans un verger contaminé par du cuivre (Van Zwieten *et al.*, 2004). Le cuivre a réduit l'activité de « fouisseur » des vers de terre, ce qui a entraîné une augmentation de la densité apparente du sol ((Eijsackers *et al.*, 2005) in Bünemann *et al*. (2006)). De même, le cuivre a considérablement appauvri la diversité d'enchytréides dans des zones polluées par le cuivre au Danemark.

S'il s'avère que des pesticides peuvent modifier directement les communautés de nématodes, des effets indirects *via* le compartiment microbien peuvent également subvenir. Martinez *et al*. (2016) ont mis en évidence que des concentrations sublétales de cuivre ont non seulement influencé négativement l'état de santé des nématodes, mais également le cycle des nutriments en altérant la décomposition de la litière de feuilles en raison de leur impact (*via* les nématodes) sur l'abondance et la composition des bactéries. En effet, du fait des différents régimes alimentaires des nématodes, la composition et l'abondance des communautés sont fortement liées au compartiment microbien ainsi qu'aux cycles des nutriments (Parfitt *et al.*, 2010).

Une des difficultés pour évaluer les effets des pesticides sur les fonctions remplies par les invertébrés du sol vient du peu d'études de terrain sur ces questions et du lien difficile à établir entre études de laboratoire et réalité de terrain. De Santo *et al*. (2019) ont comparé les effets au laboratoire et sur le terrain d'herbicides à base de metsulfuron-méthyle. Ils ont trouvé des résultats contradictoires, concluant que le metsulfuron-méthyle et l'adjuvant n'altéraient pas l'activité alimentaire de la faune du sol sur le terrain (test Bait-lamina, ISO 18311:2016(fr) (AFNOR, 2016), laissant entendre un maintien de la régulation des nutriments.

Zones non agricoles : les JEVI (Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures)

Peu de travaux s'intéressent à l'impact des pesticides appliqués dans les jardins privés. Pourtant, ces espaces sont utilisés par de nombreuses espèces de papillons comme habitats ressources (présence de plantes nectarifères et de plantes hôtes pour la ponte). De plus, le maintien d'habitats favorables aux abeilles dans les villes et les banlieues pourrait aider à conserver les services essentiels de pollinisation des populations d'abeilles en déclin. Il a été montré que l'usage de fongicides peut entraîner un effet positif indirect sur les abondances de papillons et de bourdons, car les plantes, ainsi protégées des ravageurs, seraient capables d'allouer plus de ressources à la production de nectar pour les insectes (Muratet et Fontaine, 2015). Quelques études montrent cependant que l'abondance des papillons et des bourdons, ainsi que la richesse spécifique des papillons, sont négativement corrélées à l'utilisation d'insecticides et d'herbicides dans les jardins (Muratet et Fontaine, 2015 ; Fontaine *et al.*, 2016). Les problèmes sont souvent liés à une mauvaise application des traitements qui résulte en une contamination directe d'adventices à floraison printanière (Larson *et al.*, 2013), entraînant ainsi la disparition des pollinisateurs (Larson *et al.*, 2017).

Comme en zones agricoles, les traitements les plus préoccupants sont (i) pour les pollinisateurs, les néonicotinoïdes et autres insecticides systémiques résiduels appliqués pour lutter contre les insectes nuisibles des pelouses (Larson *et al.*, 2013), (ii) pour les arthropodes, les organophosphorés et les carbamates utilisés dans la gestion des pelouses (Rochefort *et al.*, 2013) et (iii) pour les organismes du sol, les fongicides, les néonicotinoïdes et les carbamates (Tu *et al.*, 2011; Rochefort *et al.*, 2013). Les espèces épigées, plus mobiles que les organismes du sol, sont plus faiblement impactées par l'utilisation d'imidaclopride et sont capables de recoloniser le milieu plus rapidement (Peck, 2009).

L'utilisation de molécules plus spécifiques comme le chlorantraniliprole s'avère être une alternative intéressante pour la gestion des pelouses car il n'apparaît dangereux ni pour les bourdons (Larson *et al.*, 2013), ni pour les ennemis naturels ou les organismes du sol (Larson *et al.*, 2012). De plus, l'utilisation de produit de biocontrôle, tel que le champignon entomopathogène *Metarhizium brunneum*, dans la gestion des espaces verts, des banlieues et des zones résidentielles n'impacte pas l'abondance des arthropodes non cibles (Fischhoff *et al.*, 2017).

Afin de mieux connaitre l'effet des pratiques biologiques, Marshall *et al.* (2015) ont suivi l'évolution des communautés d'arthropodes au cours de la conversion de pelouses de campus universitaires et de golfs vers une gestion biologique. Cette conversion s'accompagne d'une amélioration des nutriments du sol qui favorise un meilleur développement racinaire, une augmentation des arthropodes non cibles *via* un effet indirect sur la diversité végétale, et permet une réduction massive de consommation d'eau pour l'irrigation. De plus, la présence de bandes fleuries augmente la diversité végétale dans l'environnement proche des pelouses et favorise une augmentation significative des insectes prédateurs et des parasitoïdes (Marshall *et al.*, 2015). Les changements de pratiques au niveau des JEVI constituent donc un réel bénéfice pour les organismes non cibles.

4. Les molécules les plus préoccupantes

4.1. Les PPP de synthèse

Les catégories de PPP les plus préoccupantes

Les insecticides sont considérés comme étant les plus toxiques pour les insectes et autres arthropodes, suivis par les fongicides (Sanchez-Bayo et Goka, 2014 ; Mule *et al.*, 2017 ; Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Les herbicides sont considérés comme peu ou pas toxiques pour les invertébrés terrestres (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019) ; mais voir par ex., pour les pollinisateurs Belsky et Joshi (2020)), mais ils peuvent avoir un impact indirect et aussi négatif sur les espèces dépendantes des ressources végétales, de par leurs effets sur la diversité floristique au sein des compartiments cultivés et non cultivés (Hyvonen et Salonen, 2002 ; Lundgren *et al.*, 2013). Les connaissances des effets directs non cibles des herbicides sur les espèces végétales semblent encore insuffisantes pour permettent d'évaluer avec certitude la nature et l'étendue des risques qu'ils induisent (*cf.* Chapitre 6). Il en résulte que **la nocivité réelle des herbicides sur les invertébrés terrestres reste difficile à appréhender, car leurs effets indirects sont complexes à évaluer** au regard des autres facteurs potentiellement confondants qui interviennent dans les études en plein champ. Plus de recherches sont nécessaires pour combler ce manque de connaissances.

Les molécules les plus préoccupantes

Il est difficile de conclure quant aux molécules pouvant être identifiées comme les plus préoccupantes, parmi la grande diversité des molécules utilisées. Les études comparatives en plein champ sont rares et la plupart des études ne considèrent pas les mêmes paramètres biologiques ("endpoints"), organismes ou conditions expérimentales.

Il semble tout de même y avoir un consensus dans la littérature concernant la nocivité de certaines familles d'insecticides. **Concernant les organismes du sol, les organophosphorés sont identifiés comme les insecticides les plus toxiques** en raison de leurs effets synergiques (Uwizeyimana *et al.*, 2017). **Dans le cas des ennemis naturels, on observe un impact particulièrement important des pyréthrinoïdes et des néonicotinoïdes**, notamment en grandes cultures (Douglas et Tooker, 2016). Les néonicotinoïdes sont par ailleurs identifiés comme une menace potentiellement forte pour la survie des invertébrés terrestres dans les paysages agricoles. Leurs effets portent toutefois à controverse du fait des résultats contrastés selon les études et les taxons considérés (voir pour les pollinisateurs, l'encadré « le cas des néonicotinoïdes », *cf.* 2.1.2.). Plusieurs synthèses bibliographiques ou méta-analyses montrent malgré tout que **les néonicotinoïdes ont des impacts négatifs avérés sur les invertébrés terrestres en milieu agricole** (par ex., pour divers groupes d'invertébrés (Goulson, 2013) ; pour les pollinisateurs (Arena et Sgolastra, 2014 ; Di Noi *et al.*, 2021)) malgré des réponses variables selon les traits de réponse et groupes considérés. Par ailleurs, les néonicotinoïdes présentent également un risque de par le fait qu'ils peuvent accroître les effets toxiques d'autres pesticides lorsqu'ils sont utilisés en application combinée (voir par ex. la synthèse de Iwasaki et Hogendoorn (2021), sur les pollinisateurs). Les études comparatives des impacts des différentes catégories de néonicotinoïdes sont rares, mais celle de Arena et

Sgolastra (2014) permet d'apporter quelques éléments de réponse pour les pollinisateurs. Elle montre que les néonicotinoides nitro-substitués (« N-nitroguanidines » ; comprenant l'imidaclopride, le thiaméthoxame ou la clothianidine notamment) sont de façon générale plus toxiques que les néonicotinoïdes cyano-substitués (« N-cyanoamidines » ; comprenant l'acétamipride ou le thiaclopride). Les résultats contradictoires concernant les effets des néonicoinoïdes mettent en exergue divers biais méthodologiques concernant l'évaluation de leurs impacts qui doivent être pris en compte dans les futures recherches sur ces insecticides (voir pour les pollinisateurs : Walters (2016)) : une majorité d'études est ciblée sur un type de néonicotinoide, rendant toute généralisation difficile ; il y a peu d'études évaluant des utilisations réalistes et représentatives des conditions d'application *in natura*. Il y a également un déséquilibre des études au profit des abeilles domestiques et au détriment des autres groupes de pollinisateurs et autres taxons, et un manque d'études considérant leurs impacts sur des niveaux d'organisation biologique autres que l'individu ou la population. D'autres molécules ont plus récemment été proposées comme alternatives moins toxiques. Parmi ces nouvelles molécules, très spécifiques, le chlorantraniliprole et le flubendiamide, en sont deux représentants. Des études ont montré qu'ils n'affectent pas l'abondance totale des prédateurs (dont araignées), donnant des résultats comparables aux parcelles non traitées, et ce jusqu'à trois semaines après traitements (Ito *et al.*, 2010).

Dans une revue sur l'impact des herbicides, Sharma *et al*. (2018) soulignent des résultats très variables selon le type d'herbicide, l'espèce considérée et le stade de développement. Les applications par contact causent généralement des dommages chez la plupart des ennemis naturels, tandis qu'ils affectent les insectes pollinisateurs plus *via* les modifications de leurs ressources. Pour ces derniers, la méta-analyse récente de Iwasaki et Hogendoorn (2021) montre que parmi les deux herbicides les plus étudiés, l'atrazine et le glyphosate, c'est le glyphosate qui semble avoir les effets les plus marqués sur les insectes.

4.2. Les produits de biocontrôle

D'autres produits, notamment les **produits de biocontrôle**, voient leur utilisation se développer ces dernières années en alternative aux produits de synthèse. L'examen du corpus montre qu'il y a encore **peu de données dans la littérature concernant leur impact sur les invertébrés terrestres**. Les études qui traitent de ces effets témoignent de **résultats encore assez contradictoires, avec globalement des effets qui semblent plus faibles que ceux observés pour les pesticides de synthèse, mais montrent tout de même que certaines molécules ne sont pas totalement exemptes d'effets** (voir Tableau 8-6).

Une grande variété de pratiques existe au sein de l'agriculture biologique pouvant induire des modifications de l'abondance de certains taxons. En France, on distingue les vergers en biodynamie (n'utilise que des insecticides microbiens) avec couvert végétal important ; des vergers qui utilisent des filets d'exclusion limitant l'utilisation d'insecticides, et des vergers en modalité biologique « classique » utilisant différents insecticides dont le spinosad et le pyrethrum (Marliac *et al.*, 2015 ; 2016). Au sein de l'agriculture biologique, l'abondance des araignées, par exemple, est plus élevée dans les vergers (Mazzia *et al.*, 2015) ou les vignes (Caprio *et al.*, 2015 ; Geldenhuys *et al.*, 2021) peu ou non traités et utilisant des insecticides sélectifs. En effet, les huiles minérales et les bio-pesticides (*Bacillus thuringiensis*) n'ont pas d'effet sur l'abondance de nombreuses familles d'araignées (Bajwa et Aliniazee, 2001), alors que l'utilisation des insecticides spinosad et pyrethrum induisent une diminution de leur abondance (Marliac *et al.*, 2016).

Tableau 8-6. Effets des produits de biocontrôle sur la biodiversité non cible observés dans les études recensées dans le corpus

Catégorie de produit	Produit	Groupe non cible	Résultat	Référence
Fongicides	*Trichoderma harzianum* *Pythium oligandrum*	Acariens oribatides	Effet moins marqué que les fongicides de synthèse.	Al-Assiuty *et al.* (2014)
	Metarhizium brunneum (champignon entomophage)	Arthropodes prédateurs : acarien *Gaeolaelaps aculeifer* (Canestrini), punaise *Orius majusculus* (Reuter), staphylin *Dalotia coriaria* (Kraatz) et cécidomyie *Aphidoletes aphidimyza (*Rondani)	Effets délétères sur la survie, longévité et fécondité.	De Azevedo *et al.* (2019)
	Streptomyces lydicus	Coccinelle fongivore *P. vigintimaculata*	Pas d'effet sur les densités de coccinelles.	Sutherland *et al.* (2010)
	Cuivre	Arthropodes aériens	Diminution des densités.	Vogelweith et Denis (2018)
		Vers de terre	Diminution de la diversité.	Amossé *et al.* (2020)
		Enchytréides	Diminution de la densité et de la diversité.	Maraldo *et al.* (2006) ; Paoletti *et al.* (1998)
Insecticides	Nématode entomophage *Heterorhabditis bacteriophora*	Coléoptères prédateurs et araignées Arthropodes	Pas d'effet.	Rauch *et al.* (2017)
	Champignon entomophage *Metarhizium brunneum*		Pas d'effet.	Babendrier *et al.* (2015)
	Metarhizium anisopliae	Arthropodes	Pas d'effet.	Babendrier *et al.* (2015)
	Beauveria bassiana	Herbivores, prédateurs, décomposeurs	Pas d'effet.	Devotto *et al.* (2007; 2008)
	M. anisopliae *Beauveria bassiana*	Fourmis	Pas d'effet sur la mortalité mais réduction significative du temps de survie	Garrido *et al.* (2011)
	Beauveria bassiana	Coccinelles	Effets létaux en conditions contrôlées, variables selon les études et les espèces.	Roy et Cottrell (2008)
	Beauveria bassiana	Abeille solitaire *Megachile rotundata* et abeille domestique	Effets négatifs sur la survie.	James *et al.* (2012)
	Aspergillus flavus	Abeilles sauvages	Pas d'effet sur les abondances.	Bhandari *et al.* (2020)
	Huile minérale légère (Sun Oil 7E® ; Sun Oil Company, Aartselaar, Belgique)	Coccinelles	Diminution des densités.	Karagounis *et al.* (2006)
	Savon (Savona® ; savon insecticide, Wood Stream, Chicago, IL, USA)	Coccinelles	Pas d'effet.	Karagounis *et al.* (2006)
	Kaolin	Coccinelles	Pas d'effet.	Karagounis *et al.* (2006)
		Punaises, coléoptères, araignées	Diminution de l'abondance et de la richesse spécifique des communautés. Modification de la structuration des communautés.	Marko *et al.* (2010)
	Azadirachtine / Pyréthrine	Thrips	Pas d'effet.	Nikolova *et al.* (2015)
	Abamectine	Acariens prédateurs		Fountain et Medd (2015)
	Spinosad	Araignées	Pas d'effet sur les abondances.	Liu *et al.* (2013)
		Araignées	Diminution des abondances.	Marliac *et al.* (2016)
		Forficules (*Forficula auricularia*)	Altération de la croissance des larves.	Fountain et Harris (2015)
		Forficules (*Forficula auricularia*)	Diminution de l'activité de prédation chez les larves et les adultes.	Malagnoux *et al.* (2015a)
		Fourmis	Diminution des abondances.	Pereira *et al.* (2010)
		Chrysope *Chrysoperla*	Développement de résistance.	Mansoor et Shad (2020)
		Parasitoïdes et insectes prédateurs	Plus forte sensibilité des parasitoïdes par rapport aux insectes prédateurs, en termes de mortalité. Récupération des populations de parasitoïdes dans un délai de 7-14 jours après traitement.	Williams *et al.*, (2003)
	S. frugiperda nucleopolyhedrovirus	Ennemis naturels	Pas d'effet.	Armenta *et al.* (2003)
	Bacillus thuringiensis var. *kurstaki*	Arthropodes du sol	Pas d'effet.	Beck *et al.* (2004)
		Collemboles, acariens	Pas d'effet	Addison *et al.* (2006)
	Bacillus amyloliquefaciens	Vers de terre (*Aporrectodea longa* et *Aporrectodea caliginosa*)	Pas d'effet sur la survie, croissance et reproduction.	Lagerlöf *et al.* (2015)

	Bacillus thuringiensis Cry1Ah	Abeilles domestiques (*Apis mellifera* et *A. cerana*)	Pas d'effet sur la survie, la longévité, la consommation de pollen et la physiologie des ouvrières.	Dai *et al*. (2012)
	Bacillus amyloliquefaciens QST 713	Papillons de nuit	Effets négatifs sur les abondances de chenilles et sur les abondances des adultes de certaines espèces.	Boulton *et al*. (2002)
	Extraits végétaux de *Ruta graveolens* (Rutaceae), *Copaifera langsdorffii* (Caesalpinaceae) et *Chenopodium ambrosioides* (Chenopodiaceae)	Parasitoïdes (Trichogrammes), abondances d'autres hyménoptères parasitoïdes et de prédateurs (syrphes, fourmis, chrysopes, carabes, et punaises)	Effets observés très variables (négatifs, positifs ou neutres) selon les produits testés et les groupes biologiques considérés.	Barbosa *et al*. (2011)

4.3. Autres

Additifs

Les **études réalisées sur les additifs (adjuvants et co-formulants) utilisés dans les formulations des pesticides sont très rares**. Ces additifs comprennent une diversité de substances, principalement des solvants et des agents de surface. Les quelques études réalisées au laboratoire soulignent que **la formulation d'un PPP peut impacter la biodiversité non cible**.

Dans leur étude, de Santo *et al*. (2019) ont mis en évidence un effet toxique des additifs utilisés dans la formulation d'herbicides à base de glyphosate sur les organismes du sol (vers de terre, enchytréides et collemboles) au laboratoire et au champ. Dans sa synthèse sur les effets des herbicides (glyphosates), Krimsky (2021) souligne que les études mettent en évidence des effets plus toxiques des additifs que des herbicides sur les organismes non cibles. Concernant les abeilles, la revue bibliographique de Iwasaki et Hogendoorn (2021) constate que 35% des études s'intéressant aux agents de surface non ioniques (testés en application seule) montrent des effets négatifs. Des études rapportent en particulier que certains additifs peuvent impacter les capacités de mémorisation des abeilles. Par ailleurs, Motta *et al.* (2020) soulignent que les adjuvants ont un impact direct sur la survie des abeilles, en plus d'en avoir un sur leur microbiote.

Régulateurs de croissance des insectes

Comme c'est le cas pour les additifs, les **effets des régulateurs de croissance des insectes sur la biodiversité sont peu étudiés**. Naranjo (2001) montre que les effets létaux et sublétaux sur les parasitoïdes et arthropodes prédateurs de deux régulateurs de croissance couramment utilisés, le buprofézine et le pyriproxyfène, sont très variables selon les espèces ou les stades considérés. Les études au laboratoire et au champ montrent que ces substances sont relativement sélectives pour ces groupes d'arthropodes. Dans le cas des insectes pollinisateurs, si les régulateurs de croissance sont supposés avoir peu d'effets toxiques sur les abeilles domestiques, les résultats de l'étude de Fine (2020) suggèrent qu'ils pourraient affecter l'éclosion des larves et la physiologie des ouvrières et contribuer ainsi au déclin des colonies.

Nanotechnologies

L'utilisation des produits mobilisant les nanotechnologies est présentée dans l'étude de Grillo *et al*. (2021) comme une approche novatrice dans le secteur agri-alimentaire permettant d'améliorer l'efficacité et la stabilité des pesticides. Ils soulignent toutefois que l'utilisation de ces technologies doit être faite avec précaution et que des études sont nécessaires afin d'évaluer leurs effets sur l'environnement. Toutefois, le corpus considéré ici n'identifie qu'une seule publication, portée par Hooven *et al*. (2019), qui abordent cette question dans le cas des insectes pollinisateurs. Ces auteurs soulignent que des études au laboratoire sur le Nanosilver, un nanopesticide antimicrobien, mettent en évidence des effets toxiques sur les abeilles domestiques. Au champ, la formulation en nanoparticules réduit l'exposition immédiate des insectes pollinisateurs aux pesticides, mais ils sont susceptibles de collecter ces particules fines par simple électrostatisme, d'y être ainsi exposés de façon plus durable et de les

transporter en plus grandes quantités dans les colonies en comparaison de pesticides classiques. Ce type d'exposition et de contamination pourrait expliquer les pertes massives de colonies d'abeilles constatées en 1970 suite à l'utilisation de pesticides micro-encapsulés. A l'inverse, Hooven *et al*. (2019) soulignent que les nanopesticides pourraient réduire les risques liés aux pesticides pour les insectes pollinisateurs en limitant les dérives de pesticides au moment de l'application, l'utilisation de solvants et la quantité de pesticides utilisée. Les auteurs insistent sur l'importance d'approfondir les connaissances relatives aux voies d'exposition des pollinisateurs aux nanopesticides, à leurs niveaux de toxicité, ainsi qu'aux processus d'accumulation de ces particules au sein des colonies.

5. Identification de facteurs aggravant ou atténuant les effets des PPP sur les invertébrés

Les effets des pesticides sur les invertébrés non cibles ne sont pas simplement linéaires, mais complexes du fait de leurs interactions avec une grande variété de facteurs biotiques et abiotiques (Figure 8-6). Les études qui visent à démêler ces effets complexes sont rares, et les interactions entre les pesticides et d'autres facteurs de stress ne sont pas prises en compte par les procédures réglementaires actuelles. **Concevoir des approches pour étudier ces interactions et les intégrer dans le processus réglementaire constitue un défi majeur**.

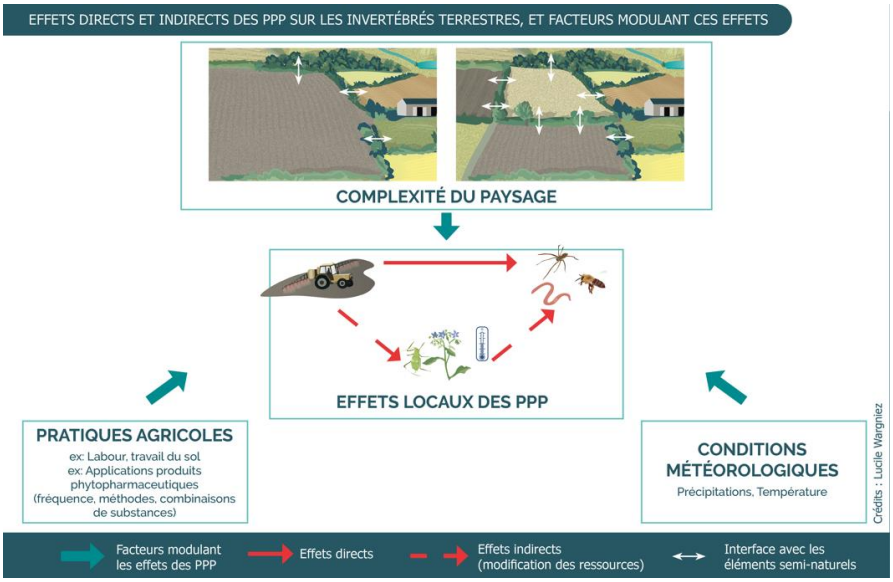


Figure 8-6. Effets des PPP sur les invertébrés terrestres et facteurs modulants ces effets. Les effets des PPP sur les invertébrés terrestres peuvent être directs (létaux, sublétaux) ou indirects (modifications des ressources, altération des zones refuges, microclimat). Les facteurs modulant ces effets sont (i) les pratiques agricoles des agriculteurs sur la parcelle, (ii) les conditions météorologiques, et (iii) la complexité du paysage environnant les parcelles traitées.

5.1. Les pratiques culturales

La méthode d'application d'un pesticide peut moduler l'effet sur les invertébrés non cibles. Naranjo (2001) montre par exemple que, pour différentes espèces de parasitoïdes, les applications d'imidaclopride (insecticide néonicotinoïde) par voie systémique sont souvent peu néfastes, alors que les applications foliaires peuvent s'avérer très toxiques. A l'inverse, des études concernant certaines espèces de punaises (ex. *Orius insidiosus*) concluent à une toxicité modérée à forte de l'imidaclopride lorsqu'il est appliqué par voie systémique, alors que la toxicité par

voie foliaire présente des résultats contradictoires (Naranjo, 2001). La qualité des pulvérisateurs peut elle aussi modifier l'impact des pesticides. L'utilisation de buses et d'adjuvants antidérive (*cf.* Chapitre 5) permet de réduire la dérive des gouttelettes de pesticides (ex. Otto *et al*. (2013)) ce qui pourrait aider à réduire les effets négatifs sur les ennemis naturels présents dans les parcelles (ex. acariens prédateurs, Fornasiero *et al*. (2017)).

L'utilisation combinée de plusieurs pesticides peut également aggraver l'impact de ces molécules pour les invertébrés non cibles. En effet, la combinaison de plusieurs insecticides sur une même culture, ou de fongicides avec d'autres pesticides (insecticides ou herbicides) peut démultiplier les effets toxiques, du fait de l'existence d'effets additifs, voire synergiques (ex. pour pollinisateurs Sgolastra *et al*. (2017) ; Belsky et Joshi (2019 ; 2020) ; Siviter *et al*. (2021)). Bloom *et al*. (2021) montrent, pour les abeilles solitaires, que ces effets négatifs synergiques surviennent également entre des insecticides appliqués localement et des traitements fongicides dans l'environnement paysager des parcelles (mais ces effets croisant différentes échelles spatiales d'applications des pesticides ne sont pas constatés pour les abeilles domestiques et les bourdons ; Bloom *et al.* (2021)). Dans le cas des abeilles domestiques, des synergies sont possibles entre l'utilisation de miticides et d'acaricides varroacides par les apiculteurs d'une part, et l'exposition aux pesticides d'autre part (ex. Johnson et al. (2013)).

L'étude de Geldenhuys *et al*. (2021) suggère que la présence de végétation herbacée dans des parcelles (ex. vignes traitées comme non traitées) a un effet bénéfique sur la richesse des arthropodes (ex. araignées et coléoptères). La diversité du couvert au sein des cultures pourrait moduler l'impact des pesticides appliqués. C'est ce que montrent Klaus *et al*. (2021) dans leur étude en conditions semi-contrôlées : ils indiquent que la diversification des ressources florales non cultivées dans les parcelles peut, en offrant des ressources complémentaires, contrebalancer les effets négatifs des pesticides (ex. insecticides néonicotinoïdes comme la clothianidine) sur la reproduction des abeilles sauvages et sur le développement des larves (*Osmia bicornis)*. Cependant, les travaux de McDougall *et al*. (2021) témoignent de résultats contradictoires. Dans cette étude, c'est la suppression avant floraison de la végétation inter-rangs dans les vignobles qui permettrait, en limitant le butinage des abeilles sur ces herbes en fleur, de limiter leur risque d'exposition aux pesticides appliqués sur la culture.

Le labour est une autre pratique agricole susceptible de moduler l'impact des pesticides sur certains organismes du sol. C'est le cas des vers de terre par exemple : Bertrand *et al*. (2015) expliquent que les impacts des pesticides sur les communautés de vers de terre devraient être plus importants dans les agroécosystèmes non labourés que labourés, et ce pour deux raisons : (i) dans les sols labourés, les espèces endogées qui vivent dans le sol sans trop en sortir, et qui sont donc relativement peu exposées aux pesticides, dominent les communautés de vers de terre, et (ii) les sols non labourés ont une plus grande dépendance aux herbicides pour le contrôle des adventices, ce qui est susceptible d'augmenter l'exposition aux pesticides des vers de terre épigés et anéciques. C'est le cas également des acariens : l'impact de traitements insecticides affecte plus les communautés dans les systèmes en agriculture conventionnelle que dans les systèmes sans travail du sol Rieff et al. (2020). L'application d'insecticides entraîne une diminution significative de l'abondance des acariens dans les deux types de systèmes, mais la résilience des systèmes sans labour est plus importante, et les abondances d'acariens reviennent à la normale plus rapidement que dans le cas des systèmes avec labour. Ces résultats suggèrent que des effets synergiques entre les perturbations du sol (physiques ou chimiques) peuvent entraîner un impact plus important sur la faune du sol.

Certaines propriétés physico-chimiques des sols telles que le taux de matière organique ou le pH peuvent également moduler l'impact des pesticides. Maderthaner *et al*. (2020) montrent ainsi que l'application d'herbicides (à base de glyphosate) stimule l'activité des collemboles sur les premiers centimètres du sol, et que cette stimulation est d'autant plus importante que le taux de matière organique est élevé. Doroszuk *et al*. (2007) montrent quant à eux des effets négatifs du cuivre sur des paramètres fonctionnels de populations de nématodes (ex. production secondaire, renouvellement de la biomasse) lorsque le pH du sol était faible, tandis que des effets positifs du cuivre sont observés à des pH plus élevés.

5.2. Les aménagements et le contexte paysager

Le rôle aggravant ou compensateur des aménagements et du contexte paysager est souvent considéré dans des études qui évaluent les effets des pesticides *via* la prise en compte des systèmes de culture ou systèmes de production à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation agricole.

Dans leur étude, Park *et al.* (2015) ont évalué les effets combinés de fongicides, insecticides et adjuvants sur l'abondance et la diversité des abeilles sauvages. Ils montrent que **l'effet négatif des PPP sur les communautés d'abeilles est moins marqué en présence d'habitats naturels, probablement du fait des ressources additionnelles qu'ils fournissent** (voir Macri *et al.* (2021)), **et d'un effet refuge vis-à-vis des zones traitées aux PPP**. Les bandes enherbées notamment font parti des aménagements paysagers susceptibles de contribuer à l'atténuation de l'impact des insecticides, en jouant un **rôle de réservoir d'organismes non cibles** (ex. carabes) à proximité des cultures traitées (Lee *et al.*, 2001), contribuant ainsi au maintien des populations dans ces milieux dégradés. La résilience ou le rétablissement des populations après l'application de pesticides est un facteur important à prendre en compte (Kattwinkel *et al.*, 2015). Ce retour à la normal dépend certes de facteurs intrinsèques, tels que la capacité et le temps de reproduction des espèces, ou encore le potentiel de migration/recolonisation des espèces. Mais la disponibilité de zones sources de populations dans le paysage, ainsi que la présence de ressources alimentaires en mesure de soutenir ces populations, sont des facteurs importants (voir Frampton *et al.* (2007) pour un exemple concernant les collemboles). En dehors de leur rôle en tant que réservoirs de biodiversité, les aménagements paysagers tels que les haies permettent la protection des parcelles adjacentes et des arthropodes non cibles qui s'y trouvent (*cf.* Chapitre 5), avec une diminution de 80% de la dispersion des traitements, et peu d'effet des traitements, par exemple, sur l'abondance des acariens prédateurs présents dans les haies (Otto *et al.*, 2013).

Le contexte paysager, en influençant la distribution spatiale des PPP, des habitats, des ressources et des organismes, ainsi que de nombreux processus écologiques (ex. dynamiques de populations et de communautés, relations proies-prédateurs), **peut modifier (i) les patrons d'exposition et (ii) les effets des PPP**. Ceci serait d'autant plus vrai lorsque l'on s'intéresse à des organismes mobiles, comme c'est le cas de nombreux pollinisateurs ou ennemis naturels des ravageurs des cultures, qui peuvent facilement et rapidement circuler entre les différents habitats. Concernant l'impact du paysage sur l'exposition des invertébrés terrestres aux pesticides, Centrella *et al.* (2020) montrent, par exemple, que l'augmentation des surfaces agricoles autour des nids d'abeilles sauvages (*Osmia cornifrons*) est corrélée à une augmentation de la proportion de pollen de Rosaceae collecté. Ceci a pour conséquence d'augmenter de façon marginale le risque d'exposition aux fongicides, et de réduire *in fine* le poids de la descendance (femelles). Holzschuh *et al.* (2007) mettent en évidence que les effets positifs des pratiques en agriculture biologique sur la diversité des insectes pollinisateurs (abeilles domestiques, bourdons et abeilles solitaires) sont plus marqués dans des paysages qualifiés d'homogènes (dominés par les terres cultivées), suggérant que l'effet des pratiques locales dépend de processus intervenant à l'échelle du paysage (liés à l'hétérogénéité spatiale) (voir aussi Bengtsson *et al.* (2005)). En ce qui concerne les papillons, Muratet et Fontaine (2015) montrent aussi que l'impact des pesticides utilisés dans des jardins privés varie en fonction de la composition du paysage alentour. L'effet négatif de l'usage d'insecticides sur les abondances de papillons est observé principalement dans les zones fortement urbanisées, où les habitats alentours sont moins favorables aux pollinisateurs et ne permettent pas par exemple la mise en place de processus de recolonisation des jardins. Cette modulation des effets en fonction du niveau d'urbanisation du paysage est également notée par les auteurs en ce qui concerne les bourdons. Des interactions similaires sont observées en contexte agricole. Les travaux de Rundlöf et Smith (2006) montrent en effet des interactions significatives entre les systèmes de cultures et l'hétérogénéité du paysage, puisque l'agriculture biologique a un effet positif sur l'abondance des papillons et leur richesse spécifique uniquement dans les paysages considérés comme homogènes (*i.e.* forte proportion de surface agricole, parcelles de grandes tailles et peu de prairies). Les mêmes patterns sont observés sur les communautés de bourdons (Rundlof *et al.*, 2008b).

Ces **processus d'atténuation des effets de l'agriculture conventionnelle, ou plus particulièrement des PPP, *via* le contexte paysager** (*i.e.* la qualité et la composition des habitats alentours) s'observent également dans le cas des ennemis naturels des cultures (voir Roubos (2014); Schmidt *et al.* (2005)). Dans des vergers recevant des traitements phytopharmaceutiques, la diversité des carabes est plus importante lorsque la diversité des habitats augmente dans le paysage alentour (Wojciechowicz-Zytko et Wilk, 2019). L'étude de Purtauf *et al.* (2005) montre également que le pourcentage de prairies dans le paysage environnant favorise les auxiliaires comme les carabes et leur fonction éventuelle d'agents de contrôle biologique dans les champs de blé. Cet effet du paysage masque l'effet potentiel des pratiques agricoles locales (*i.e.* pas de différence observable entre l'agriculture biologique et conventionnelle).

Cependant, les **résultats observés dans la littérature à ce sujet restent contradictoires** (voir Winqvist *et al*. (2012)). Certaines études montrent en effet que l'hétérogénéité du paysage, ou la présence d'aménagements paysagers en bordure de parcelle, a un impact positif sur les invertébrés terrestres (ou les fonctions écologiques associées telles que la prédation, ex. Winqvist *et al*. (2011)) dans des parcelles non traitées par les pesticides, mais que cet effet disparaît dans le cas des parcelles traitées aux pesticides (ex. Gagic *et al*. (2019) ; Yang *et al.* (2019)). Dans ces études, le contexte paysager ne permet donc pas d'atténuer les impacts négatifs engendrés par les pesticides dans les parcelles agricoles.

Ces résultats contradictoires pourraient s'expliquer en partie par le fait que les **effets interactifs du paysage et des systèmes de culture dépendent des espèces considérées**. Concernant les bourdons, Rundlöf *et al.* (2008b) montrent qu'ils varient en fonction de certains traits tels que la taille des colonies. Chez les araignées, la mobilité des espèces présentes dans les parcelles pourrait également modifier ces effets interactifs. Les travaux de Mazzia *et al.* (2015) montrent par exemple que les espèces qui dominent dans les vergers en agriculture conventionnelle sont les espèces de petite taille et très mobiles, sûrement du fait de leur capacité à aller se réfugier rapidement dans les bordures adjacentes et à revenir coloniser rapidement les vergers après l'application des pesticides.

5.3. Facteurs météorologiques et climatiques

Quelques études s'intéressant à l'impact d'insecticides néonicotinoïdes sur les abeilles domestiques montrent que **la température est susceptible de moduler les effets des PPP**. Henry *et al.* (2014) et Monchanin *et al.* (2019) ont ainsi démontré que l'exposition des abeilles au thiaméthoxame diminue leur capacité à rentrer à la ruche suite à une activité de butinage. Cet échec de retour à la ruche est d'autant plus important que les températures sont faibles. Ces résultats suggèrent que l'impact des pesticides pourrait être différent en fonction des saisons et de certains paramètres météorologiques tels que la température. Par ailleurs, les résultats de Walker *et al.* (2016) suggèrent quant à eux que **certains épisodes climatiques comme de fortes sécheresses pourraient prolonger dans le temps les effets des PPP**, en limitant notamment le rétablissement des populations d'organismes (ex. ennemis naturels).

6. Outils et méthodes pour l'évaluation des effets

6.1. Evolution des organismes modèles

Un indicateur biologique ou bioindicateur est une espèce ou un groupe d'espèces dont la présence ou l'état renseigne sur certaines caractéristiques écologiques de l'environnement ou sur l'incidence de certaines pratiques. Un organisme ou une espèce modèle est étudié (souvent au laboratoire) de manière approfondie pour comprendre un phénomène biologique particulier, en supposant que les résultats seront partiellement valables pour d'autres organismes et dans d'autres milieux. Le choix d'indicateurs biologiques et d'espèces modèles pertinents en termes

d'habitat (présents dans les écosystèmes considérés), de rôles fonctionnels et de sensibilité vis-à-vis des facteurs étudiés est un prérequis indispensable pour une évaluation pertinente du risque lié à l'utilisation de pesticides. Ces espèces ou groupes d'espèces bioindicatrices doivent être représentatives non seulement du type de culture (vergers, vignes, grandes cultures, maraîchage) mais également de leur contexte pédoclimatique. Les débats se sont multipliés sur la nécessité de disposer d'espèces modèles plus sensibles et plus représentatives dans l'évaluation de risques écologiques (Ockleford *et al.*, 2017).

Dans le cas des insectes pollinisateurs, l'abeille domestique (*Apis mellifera*) a été et reste l'organisme privilégié pour évaluer les effets des pesticides. Cet intérêt est justifié par (i) son importance d'un point de vue économique, (ii) le rôle clé de la pollinisation qu'elle exerce pour le maintien de l'intégrité des écosystèmes, (iii) sa forte sensibilité aux pesticides de synthèse (voir section 2.1.) et (iv) son double statut de bioindicateur et bioaccumulateur de polluants agrochimiques (Girotti *et al.*, 2020). En particulier, la présence de résidus de pesticides peut être détectée au sein des individus de la ruche, dans les divers produits que les ouvrières collectent et ramènent à la ruche (pollen, nectar, eau, etc.) ou encore dans les produits de la ruche (miel en particulier). L'abeille domestique est donc considérée comme particulièrement pertinente pour évaluer les niveaux de contamination de l'environnement par les pesticides de synthèse (Girotti *et al.*, 2020). Toutefois, plusieurs synthèses bibliographiques ont souligné que l'abeille domestique ne peut être considérée comme indicatrice de la réponse des autres groupes d'abeilles (bourdons et autres abeilles sauvages), qui peuvent présenter une sensibilité et des voies d'expositions différentes aux pesticides en lien avec leurs traits de vie contrastés (Thompson, 2001b ; Brittain et Potts, 2011 ; Arena et Sgolastra, 2014 ; Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Cham *et al.*, 2019 ; Belsky et Joshi, 2020). Les auteurs de ces études ont insisté sur l'importance de considérer une plus grande diversité d'espèces d'abeilles (commercialisées et sauvages ; sociales et solitaires) dans les futures procédures d'évaluation de l'écotoxicité des substances actives en vue de leur approbation. En Europe, l'EFSA a ainsi proposé d'intégrer l'espèce de bourdon *Bombus terrestris* et deux espèces d'abeilles solitaires (*Osmia cornuta* et *O. Bicornis)* en plus de l'abeille domestique dans les procédures d'évaluation des risques liés aux PPP (European Food Safety Authority, 2013b). Les autres espèces d'abeilles sauvages et autres groupes d'insectes pollinisateurs (ex. papillons), demeurent quant à eux absents de ces évaluations.

Concernant les ennemis naturels, la toxicité des pesticides est évaluée sur une grande variété de groupes et d'espèces. Par exemple, chez les forficules, l'espèce la plus étudiée, car la plus répandue en Europe dans les agrosystèmes, est l'espèce *Forficula auricularia*. Or, cette dernière apparaît moins sensible que *Forficula pubescens*, totalement absente des vergers traités (Malagnoux *et al.*, 2015b). Les forficules étant des organismes faciles à capturer et à identifier, la présence de *F. pubescens* constitue un bioindicateur de santé des agrosystèmes, en particulier pour la recolonisation des vergers de pommiers en conversion vers une gestion biologique. En ce qui concerne les araignées, différentes espèces d'araignées tisseuses sensibles ont été proposées comme modèles pour l'évaluation des risques liés aux pesticides : les araignées épigées de la famille des Lyniphiidae (*Oedothorax apicatus*, *Erigone atra* ou *Tenuiphantes tenuis*), et les araignées vivant au niveau des plantes de la famille des Theridiidae (*Theridion impressum)* ou des Tetragnathidae (Jepson *et al.*, 1994 ; Meissle et Lang, 2005).

Pour les vers de terre, la plupart des données sur la toxicité des pesticides est basée sur la réponse d'*E. fetida* dans des tests standards en conditions optimales de nourriture, de densité, de température, etc. *E. fetida* est également l'espèce de référence utilisée dans les tests avant approbation des substances actives. Pourtant, cette espèce n'est pas présente dans les sols cultivés et elle est moins sensible aux pesticides et métabolites que d'autres espèces de vers de terre présentes en sols cultivés (Pelosi *et al.*, 2013). Bart *et al.* (2018) ont proposé *Aporrectodea caliginosa*, une espèce pertinente et ubiquiste pour l'évaluation des risques liés aux pesticides. En effet, pour une évaluation plus réaliste du risque écotoxicologique, il est nécessaire d'acquérir des informations qui reflètent mieux l'exposition potentielle sur le terrain d'espèces représentatives, en tenant compte des doses d'application des pesticides et de la dynamique des populations de vers de terre dans leur environnement fluctuant (Bertrand *et al.*, 2015).

6.2. Les indices de toxicité ou de risque

Pour évaluer les effets des pesticides sur les invertébrés terrestres, qui peuvent être mesurables à différents niveaux d'organisation, des approches de laboratoire, en conditions semi-naturelles et au champ peuvent être utilisées de manière complémentaire. D'un côté, les études de laboratoire concernent un nombre limité d'espèces et ont une faible représentativité des conditions de terrain. Cependant, standardisables et reproductibles, elles permettent de comprendre les mécanismes de réponse aux contaminants en s'affranchissant des effets confondants (interagissant avec le facteur d'intérêt). D'un autre côté, les études au champ permettent un suivi dans le temps, une caractérisation réaliste des écosystèmes et des impacts ainsi qu'une bonne intégration des variations spatiales et temporelles d'exposition au(x) polluant(s) (ex. fluctuations des humidités et températures qui peuvent affecter simultanément les organismes du sol et le devenir des pesticides). En revanche, elles ne permettent pas toujours de déterminer les effets d'un facteur (ex. applications de pesticides) en raison des effets confondants. Concernant les approches en conditions semi-naturelles, il existe des méthodes qui permettent de s'affranchir d'une partie des facteurs confondants pour mieux isoler les effets des pesticides que l'on veut mesurer.

Pour les organismes du sol, par exemple, et pour les vers de terre en particulier, il existe une ligne directrice pour l'évaluation de l'effet sur site des polluants (ISO (International Organisation for Standardization), 2014). Les indicateurs mesurés sont l'abondance et la biomasse des communautés de vers de terre. Selon la norme OEPP (2003), différents niveaux de risque existent : (i) aucun effet, (ii) faible risque : réduction > 30-50%, (iii) risque minimum : effets > 50% observés au cours de l'étude, mais récupération totale en 1 an, (iv) risque élevé : effets > 50% sans récupération complète après 1 an. En 2017, une nouvelle classification a été proposée dans le rapport de l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2017) : (i) effets importants pour une réduction > 65% ; (ii) effets moyens pour une réduction 35-65% ; (iii) effets faibles pour une réduction 10-35% ; (iv) effets négligeables pour une réduction < 10% (comparable aux effets non détectables). Par ailleurs, ce rapport considère que la récupération des populations doit se faire dans les six mois afin de ne pas altérer le fonctionnement du sol. Des recommandations ont été faites pour aller vers une évaluation des fonctions du sol comme la décomposition de la matière organique ou la structuration du sol dans lesquelles les vers de terre sont impliqués (*cf*. fonctions écosystémiques, Tableau 8-1) (Amossé *et al*. (2020). De plus, les indices de diversité (par exemple, l'indice de Shannon) pourraient être pris en compte puisque Amossé *et al*. (2020) ont montré dans leur étude de terrain que la diversité des vers de terre avait été négativement affectée par l'application de pesticides (aux doses recommandées) alors qu'aucun effet significatif n'avait été mesuré sur l'abondance ou la biomasse totale des vers de terre. Cela peut être dû à une compensation entre espèces qui présentent des sensibilités différentes aux pesticides testés. Les indices de diversité peuvent ainsi permettre de mettre en évidence des différences de sensibilité des espèces qui ne sont pas visibles avec l'abondance ou la biomasse totale.

Les concentrations seuils telles que la DL50 (quantité de produit, administrée en une seule fois, qui cause la mort de 50% des individus, et qui est déterminée au laboratoire) peuvent offrir un premier aperçu de l'écotoxicité d'un pesticide. En utilisant comme critère la mortalité des individus, des scores de toxicité ont été déterminés par l'Organisation Internationale de Lutte Biologique et intégrée (OILB) pour établir une classification de la toxicité des pesticides pour les ennemis naturels comme les parasitoïdes ou certains insectes prédateurs : pour chaque organisme modèle, quatre niveaux de toxicité sont évalués : 1-non toxique (<25% de mortalité) ; 2-faiblement toxique (25-50%) ; 3-modérément toxique (50-75%) ; 4-toxique (>75% de mortalité). En associant ces indices (DL50; scores de toxicité) à d'autres données, telles que la surface traitée combinée aux doses d'application des substances actives, il est possible de calculer des indicateurs dérivés qui se veulent plus pertinents (dose appliquée divisée par DL50), appelés selon les auteurs rapport de danger ou quotient de danger (ex. Mineau *et al*. (2008) ; Insecticide Program Risk (IPR) : Tuell et Isaacs (2010)).

En ce qui concerne les pollinisateurs sauvages, l'indicateur IPR (Insecticide Program Risk) développé par Tuell et Isaacs (2010), est basé, pour chaque insecticide appliqué, sur le rapport entre la quantité de matière active appliquée par hectare et la DL50 par contact pour les abeilles domestiques. Les auteurs précisent que c'est la

DL50 pour les abeilles domestiques qui a été utilisée car, pour la plupart des insecticides, les valeurs pour les abeilles sauvages ne sont pas disponibles (voir aussi Mallinger *et al*. (2015)). Ce type d'indicateurs est utile pour comparer des parcelles sur lesquelles l'utilisation de pesticides est très différente, offrant ainsi une alternative plus nuancée à des analyses basées uniquement sur des catégories de systèmes de cultures (ex. agriculture conventionnelle *vs.* biologique). Tuell et Isaacs (2010) proposent tout de même quelques ajustements de ces indicateurs, permettant notamment de pondérer chaque insecticide en fonction de sa période d'application (en donnant un poids plus important aux insecticides appliqués lorsque les abondances d'abeilles sauvages sont les plus fortes), ou encore de prendre en compte l'activité résiduelle post-application de chaque insecticide à la surface des plantes (voir aussi Mallinger *et al*. (2015)). Les auteurs montrent que ces différents ajustements permettent d'améliorer les coefficients de régression observés entre l'indicateur et l'abondance, la richesse spécifique ou des indices de diversité (ex. Simpson) des abeilles sauvages. Ces résultats témoignent de l'importance de prendre en compte des variables telles que le moment de l'application et la durée de la toxicité résiduelle des pesticides, qui sont des éléments importants pour les risques encourus par les organismes dans les cultures traitées. Barmaz *et al*. (2012) soulignent également l'importance de considérer le comportement alimentaire des pollinisateurs (en particulier leur territoire d'alimentation) dans l'élaboration d'indices d'évaluation des risques liés à l'exposition aux pesticides. Ils proposent un indice semi-quantitatif pour évaluer les niveaux de concentration en pesticides à l'échelle du territoire d'alimentation des pollinisateurs, qui intègre également les risques dus à la dérive de pesticides en bordures des parcelles.

Le cas de l'abeille domestique est plus particulier, car les individus vivent en colonie. Le bon fonctionnement et la santé de celle-ci dépendent des comportements de nombreuses abeilles individuelles mais, lors d'un stress comme l'exposition à des pesticides, des processus de régulation et de compensation démographique peuvent également se mettre en place à l'échelle de la colonie de manière à conserver des performances inchangées en termes de taille de population et de production de miel (voir Henry *et al*. (2015)). D'un point de vue réglementaire, un pesticide est considéré comme sans effet sur une colonie d'abeilles lorsque la réduction de la taille des colonies est inférieure à 10%. Cependant, certains travaux rapportent que mesurer sur le terrain une réduction de la taille des colonies de l'ordre de 7 à 10% reste un défi, et que la plupart des études réalisées *in natura* (et pouvant être utilisées pour éclairer les décisions d'approbation des substances actives) n'ont pas une taille d'échantillon suffisamment grande pour permettre de rapporter avec confiance une absence d'effet (voir Franklin *et al*. (2019)). De plus, des impacts sublétaux sur les individus peuvent également affecter de manière substantielle et négative la santé de la colonie (voir EFSA Scientific Committee, More *et al*. (2021)). Mais des recherches restent nécessaires pour mieux établir des liens entre ces effets sublétaux à l'échelle de l'individu et le fonctionnement des colonies, et identifier ainsi des indicateurs d'impact sur la santé des colonies.

D'autres indices tels que les Indicateurs de Fréquence de Traitements (IFT) ont été développés afin de comparer des systèmes de culture (agriculture biologique *vs*. conventionnelle). Ces IFT, basés sur les calendriers de traitements, correspondent à la somme totale des produits appliqués par an et par hectare, pondéré par la dose recommandée de chaque produit (quantité totale de chaque PPP appliqué, divisé par la dose recommandée par hectare) (Jørgensen, 1999). Compte-tenu de l'analyse complexe des résultats obtenus en plein champ, certains auteurs proposent un calcul de la toxicité cumulée, qui tient compte à la fois de l'IFT et du score de toxicité de chaque molécule (ex. score OILB, de 1-non toxique à 4-toxique, voir plus haut), pour chaque parcelle étudiée. Cette toxicité cumulée peut être déterminée pour chaque parcelle en utilisant la formule $\Sigma(IFT_{PPP}$ x score de toxicité de ce PPP) (voir Thomson et Hoffmann (2006), Marliac *et al*. (2015) ou encore McKerchar *et al*. (2020)). La toxicité cumulée permet d'évaluer plus directement l'impact des pratiques phytopharmaceutiques et de la gestion des cultures lorsque les études sont réalisées en plein champ. Il existe en effet une forte différence d'utilisation des pesticides entre systèmes de culture, comme montré par exemple en vergers de kiwi par Todd *et al*. (2016), où les différences d'utilisation de pesticides entre agriculture biologique et raisonnée sont négativement corrélées à l'abondance des ennemis naturels (plus élevée en agriculture biologique). D'autres études ont montré qu'un score de toxicité cumulée élevé (score > 13) affectait négativement les populations d'ennemis naturels, et particulièrement les forficules (ex. Le Navenant *et al*. (2021)), mais n'affecte pas l'abondance ni la richesse des araignées (McKerchar *et al*., (2020).

La corrélation entre ces différents indices de toxicité (basés essentiellement sur des tests au laboratoire) et l'abondance des insectes au champ varie en fonction de différents paramètres comme les pesticides utilisés, le contexte paysager, les traits des insectes (mobilité, régime alimentaire) ou encore les différentes guildes (ex. des insectes prédateurs, Marko *et al.* (2017)). Par ailleurs, ils ne constituent pas des indices suffisants pour évaluer la toxicité réelle des produits. Établis uniquement sur la base de quelques organismes non cibles (sans prise en compte des impacts sur l'ensemble des invertébrés non cibles potentiellement présents dans les parcelles), ces indices de toxicité ne constituent pas un critère absolu, ils ne tiennent pas compte des effets sublétaux, des interactions et synergies possibles liées aux mélanges de pesticides, des effets liés à de multiples voies d'exposition (ex. contact + orale), ni des conséquences que cela entraîne sur les différentes fonctions écosystémiques (ex. Müller (2018)). Cependant, de nombreuses études soulignent que ces indices de toxicité restent utiles pour prédire, en première approche, les effets écotoxicologiques. Thomson et Hoffman (2006) montrent que le classement des produits chimiques établi par l'OILB est corrélé aux effets d'application pesticides observés *in natura* (en vigne) sur des communautés d'ennemis naturels (prédateurs et parasitoïdes). Leur étude met donc en évidence la complémentarité des études de laboratoire et de terrain, et souligne l'utilité des indices de toxicité basés sur des tests de laboratoire (voir aussi Nash *et al.* (2008)).

L'une des difficultés dans ces différentes approches est d'obtenir l'ensemble des informations nécessaires au calcul des indicateurs de risque. Cela suppose notamment de connaître précisément les pratiques phytopharmaceutiques sur les parcelles étudiées (molécules appliquées, doses et dates de traitements). Lorsque ces données ne sont pas accessibles, certains auteurs proposent de modéliser le risque potentiel en se basant sur des données telles que le nombre maximum de pesticides autorisés pour chaque culture (Kom *et al.*, 2019). Ce genre d'approche permettrait notamment d'estimer à large échelle (ex. à l'échelle d'un pays) les risques encourus par des invertébrés comme les abeilles domestiques ou les bourdons.

6.3. Méthodes innovantes

Méthodes expérimentales et mesures

L'étude de l'effet des pesticides en conditions de plein champ étant difficile, il est possible de mimer les conditions « réelles » par des méthodes « semi-naturelles ». Développés dans les années 1990, les écosystèmes terrestres modèles (ETM) (Rombke *et al.*, 2017), appelés à l'origine « essai en microcosme terrestre de sol » (American Society for Testing Materials, 1993), sont des sols intacts (non perturbés) prélevés sur le terrain qui contiennent la communauté originale d'organismes du sol. Les études en ETM, pour lesquelles une ligne directrice de l'OCDE est disponible (Schäffer *et al.*, 2010), peuvent être réalisées en intérieur, par exemple dans des salles à température contrôlée, ou en extérieur. Ces ETM sont encore peu utilisés, en partie en raison de la relative lourdeur de la mise en place de ces expérimentations en conditions semi-contrôlées (Morgan et Knacker, 1994) par rapport à des études plus classiques de laboratoire ou des études au champ (qui impliquent des facteurs « confondants » c'est-à-dire autre que les pesticides). En effet, les études ETM peuvent nécessiter des installations coûteuses (ex. incubateurs de grandes tailles) et doivent pouvoir permettre de travailler sur de nombreuses répétitions car la variabilité des composants entre ces systèmes « simplifiés » est importante. Par ailleurs, une limitation majeure des études ETM semble être que peu d'indicateurs d'effets des pesticides peuvent être échantillonnés de manière non destructive (Morgan et Knacker, 1994). De plus, ces études ETM manquent parfois de réalisme car elles testent la plupart du temps l'impact d'une seule molécule de pesticide. Malgré cela, ces dispositifs méritent une attention particulière car ils permettent d'approcher les effets écotoxicologiques non seulement sur la structure des communautés biologiques mais également sur des indicateurs fonctionnels et sur la récupération possible après une exposition à des pesticides (Scholz-Starke *et al.*, 2011 ; Scholz-Starke *et al.*, 2013). Par exemple, ils permettent de tester les effets de pesticides sur différents groupes d'organismes impliqués dans la dégradation des litières (Forster *et al.*, 2006) et ainsi d'approcher les notions de redondance fonctionnelle, même si cela n'est généralement pas formulé de façon aussi explicite dans les articles.

Concernant les biomarqueurs mesurés sur les organismes du sol, des méthodes prometteuses peuvent être utilisées, comme les tests comètes qui permettent de mesurer les dommages de l'ADN (Vischetti *et al.*, 2020). Cette technique, facile à mettre en œuvre, est largement utilisée et permet d'évaluer, sur les organismes directement prélevés au terrain, la génotoxicité des pesticides (Vischetti *et al.*, 2020). Son utilisation pourrait être proposée dans la procédure d'approbation des nouvelles substances actives. Certaines études ont établi un lien entre ce biomarqueur moléculaire et différentes réponses écologiques et fonctionnelles mesurées sur le terrain et au laboratoire après exposition au cuivre (Maboeta *et al.*, 2003 ; Bundy *et al.*, 2008). En particulier, la diminution du temps de rétention rouge neutre (TRRN) des coelomocytes (en lien avec l'intégrité cellulaire) qui précède la diminution de la biomasse et du nombre de vers de terre constitue un biomarqueur prédictif des changements de population imminents au champ.

A cette mesure sub-individuelle s'ajoutent des méthodes d'étude du comportement des organismes, à l'échelle individuelle, après exposition aux pesticides. Merivee *et al*. (2015) ont montré, à l'aide d'un suivi vidéo automatisé, qu'une brève exposition à l'alpha-cyperméthrine à des concentrations sublétales, diminue considérablement le comportement de thermorégulation des coléoptères.

Exposition

Dans les zones agricoles, l'exposition des organismes non cibles, les effets des pesticides et la récupération des populations après un changement dans la gestion sont déterminés à la fois par les pratiques à l'échelle parcellaire mais également par la gestion des éléments du paysage non cultivés (ex. bois, prairies) ou cultivés différemment (ex. en agriculture biologique). En effet, malgré les précautions prises par les agriculteurs pour limiter les « fuites » de pesticides, les applications entraînent des transferts dans l'atmosphère (dérive de pulvérisation, volatilisation post-application) depuis la surface traitée, et des transferts dans les sols ou à leur surface (entraînement avec l'eau d'infiltration, ruissellement) (*cf.* Chapitre 5). Si quelques études récentes ont révélé de fortes concentrations de cocktails de pesticides dans les sols cultivés traités par des pesticides (ex. Chiaia-Hernandez *et al.* (2017) ; Hvezdova *et al*. (2018)), très peu d'informations sont disponibles sur la contamination du sol dans des éléments de paysage correspondant à des habitats semi-naturels ou des parcelles conduites en agriculture biologique. Pourtant, il est largement reconnu que ces habitats favorisent la présence d'organismes bénéfiques dans les paysages agricoles (Geiger *et al.*, 2010) en jouant un rôle important de refuge (évitement d'habitats de mauvaise qualité) et de source de recolonisation (More *et al.*, 2016). Comme indiqué dans la section 2.3.1., des travaux récents ont montré que les vers de terre présentaient quasi-systématiquement (92% des échantillons de vers de terre, n=155) une contamination à au moins un pesticide (Pelosi *et al.*, 2021), à la fois dans les cultures traitées et dans les habitats non traités comme les haies, les prairies et les parcelles de céréales en agriculture biologique. L'évaluation de ces concentrations internes en pesticides dans les organismes peut permettre de faire le lien entre ce qui est appliqué au champ, le devenir, et les effets. Cela pourrait aussi permettre de faire le lien entre les études au laboratoire et les études aux champs, en déterminant des seuils à partir desquels il y a des effets négatifs sur les organismes. Ces effets peuvent être calibrés au laboratoire et utilisés pour évaluer les effets potentiels au champ, à partir des concentrations internes. C'est ce que propose Ma (2005) en déterminant les seuils de toxicité critiques pour le cuivre, chez des vers de terre adultes (*Lumbricus rubellus* et *Aporrectodea caliginosa*). Ils ont corrélé les effets nocifs observés aux concentrations internes de cuivre et déterminé les seuils de mortalité, de fécondité et la vitesse de recolonisation des champs contaminés au cuivre.

L'évaluation des risques d'exposition aux pesticides et de leurs effets sur les invertébrés nécessite la mise en place de programmes de suivi à des échelles spatiales dépassant la seule parcelle agricole et considérant les évolutions des populations et communautés dans le temps. Dans le cas des insectes pollinisateurs, les abeilles domestiques sont des organismes considérés comme particulièrement appropriés pour réaliser ces suivis (Girotti *et al.*, 2020) car leur mobilité et leurs distances de dispersion permettent d'évaluer de vastes étendues. Les programmes de suivi mobilisant les abeilles domestiques permettent, *via* l'installation de ruches *in situ*, de détecter la présence de résidus localement (dans les abeilles, le pollen présent dans les ruches, et les produits de la ruche), de suivre le comportement des insectes aux abords des ruches, et d'établir une cartographie spatialisée et dynamique du degré de contamination à l'échelle d'un territoire (Girotti *et al.*, 2020).

Modélisation (cf. Chapitre 14)

Les essais sur le terrain étant coûteux, chronophages et ne pouvant s'appliquer à des paysages variés, des approches de modélisation mécanistique pour l'évaluation des effets écotoxicologiques des PPP au niveau des individus et des populations ont été élaborés (Reed *et al.*, 2016). De plus, en raison du nombre élevé de pesticides et des combinaisons possibles qui ne peuvent pas toutes faire l'objet d'essais écotoxicologiques, les modèles peuvent aider à évaluer les effets des mélanges de pesticides sur les organismes du sol (Sybertz *et al.*, 2020; Larras *et al.*, in press).

Plusieurs modèles ont été proposés pour évaluer les effets des pesticides sur la biodiversité, dont certains à l'échelle du paysage (*cf.* Chapitre 14) (par ex. sur l'abeille domestique : Khoury *et al*. (2011 ; 2013), Becher *et al.* (2013), Becher *et al*. (2014), Thorbek *et al*. (2017) ; sur les insectes pollinisateurs menacés : Richardson *et al*. (2019)) ainsi que sur les services écosystémiques comme la pollinisation ou la lutte biologique (ex., Henry *et al*. (2017) ; Croft *et al*. (2018) ; Bianchi *et al*. (2013)).

Les approches de modélisation à de larges échelles sont particulièrement intéressantes pour mieux comprendre les différents facteurs impliqués dans le déclin de certaines espèces et pour prioriser leurs effets (par ex., dans le cas des abeilles mellifères, des pesticides, des infections par des organismes pathogènes et la disponibilité des ressources florales ; Becher *et al*. (2014)). Elles sont également prometteuses pour évaluer les effets source-puits des pesticides (Topping *et al.*, 2014 ; Topping *et al.*, 2015) (effets non visibles quand on ne regarde que ce qui se passe à l'échelle de la parcelle, et difficiles à mettre en évidence sur le terrain car demande des suivis de la dynamique des organismes, suivis à large échelle et sur de longues durées).

Du fait de leur intérêt pour évaluer les effets des PPP parmi les multiples facteurs impactant la biodiversité, les modèles mécanistes sont désormais reconnus comme des outils potentiellement importants pour les procédures réglementaires d'évaluation des risques (*cf.* Chapitre 14; EFSA (2013a)). Les modèles développés dans les études scientifiques ne sont toutefois pas toujours mobilisables dans ce cadre. C'est illustré dans le cas de l'abeille domestique, qui fait l'objet d'une réflexion approfondie au niveau Européen dans le cadre du projet MUST-B (*cf.* Chapitre 15). Parmi les modèles existants pour cette espèce, le modèle BEEHAVE (Becher *et al*. (2014)) a été le premier à évaluer les risques liés à l'exposition des colonies d'abeilles domestiques aux pesticides en considérant de multiples facteurs pouvant impacter la santé et l'activité des colonies (conditions climatiques, disponibilité et répartition des ressources alimentaires au sein du paysage, présence d'agents pathogènes, pratiques agricoles). Ce modèle n'a cependant pas été considéré comme mobilisable dans le cadre réglementaire actuel du fait de plusieurs limites identifiées par l'EFSA. Par la suite, le consortium du projet MUST-B a proposé une démarche systémique d'évaluation des risques qui comprend (i) un modèle mécaniste multi-agents prédictif (ApisRAM) des effets de multiples stress sur les abeilles, sur la base des acquis scientifiques (écologie, démographie, physiologie, et comportement des abeilles ; toxicité des PPP), en interaction avec (ii) un programme de monitoring *in situ* (suivi de l'état des colonies (ruches sentinelles), des résidus et niveaux des multiples pressions environnementales au sein et en dehors de la colonie, du contexte paysager des colonies) alimentant la démarche de modélisation. Le modèle ApisRAM, qui vise à répondre aux besoins réglementaires en matière d'évaluation des risques liés aux PPP, est en cours de développement (finalisation prévue en 2025).

7. Conclusions générales

7.1. Les acquis

Aujourd'hui, l'impact de l'utilisation des pesticides sur la biodiversité est largement étudié, discuté et reconnu au niveau mondial (Devine et Furlong, 2007 ; Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019 ; Sanchez-Bayo, 2021) et au niveau Européen (Bruhl et Zaller, 2019). Il est admis que **la pollution chimique, dont les PPP, constitue la deuxième cause la plus importante du déclin des populations d'insectes (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019)**. La perte

des habitats, l'agriculture intensive et l'urbanisation représentent la première cause, les facteurs biologiques (les pathogènes, l'introduction d'espèces) et le changement climatique constituent respectivement les troisième et quatrième causes (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

La perte de la biodiversité liée à l'utilisation des PPP est avérée en milieu agricole : les effets sont observés au niveau des abondances et de la richesse spécifique, **et tous les taxons sont concernés** (Geiger *et al.*, 2010 ; Bruhl et Zaller, 2019 ; Habel *et al.*, 2019). Dans les écosystèmes terrestres, les lepidoptères, hyménoptères et les coléoptères sont les plus touchés (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019) (Figure 8-4).

Sur différentes composantes mesurées de l'intensification de l'agriculture, **l'utilisation d'insecticides et de fongicides induit les effets négatifs les plus importants, et parmi les insecticides, les néonicotinoïdes et les pyrethrinoïdes apparaissent comme les molécules les plus préoccupantes** (Geiger *et al.*, 2010 ; Goulson, 2013 ; Schulz *et al.*, 2021). Davantage de recherches sont encore nécessaires à l'évaluation des risques posés par l'utilisation des herbicides (Prosser *et al.*, 2016).

L'utilisation massive d'insecticides à large spectre en agriculture conventionnelle, induit une diminution de l'abondance des ennemis naturels selon le gradient agriculture biologique > raisonnée > agriculture conventionnelle (Samnegard *et al.*, 2019). A l'évidence, **l'agriculture biologique est bénéfique pour la biodiversité des ennemis naturels et elle améliore la richesse spécifique et l'abondance de nombreux taxons** (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Frampton et van den Brink, 2007; Winqvist *et al.*, 2012; Rombke *et al.*, 2017). Des résultats contrastés apparaissent en fonction (i) des pays d'Europe, les pays du nord étant beaucoup plus restrictifs sur l'autorisation de molécules utilisées en agriculture biologique (Happe *et al.*, 2019 ; Samnegard *et al.*, 2019) ; (ii) de la taille des parcelles et de la distribution de l'agriculture biologique dans le paysage agricole (Belfrage *et al.*, 2005).

La perte de la biodiversité résulte (i) **d'effets directs liés à la toxicité des molécules** (Desneux *et al.*, 2007; Uwizeyimana *et al.*, 2017; Muller, 2018; Uhl et Brühl, 2019; Di Noi *et al.*, 2021) (ii) **d'effets indirects liés à la perte de la qualité des habitats et à l'extension des zones cultivées (Benton *et al.*, 2003; Uhl et Brühl, 2019; Sanchez-Bayo, 2021) et aux interactions entre espèces (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).**

Les effets observés des PPP sont dépendants de l'espèce, des traits de vie (ex. (Brittain et Potts, 2011 ; Pekar, 2012 ; Muller, 2018))**, de la période d'application** (ex. (Brittain et Potts, 2011 ; Quesada et Sadof, 2019))**, et du contexte environnemental. Les aménagements paysagers ont un rôle positif sur la biodiversité et impactent sa réponse aux PPP. La présence de zones refuges, la diversité des bordures de champs, le maintien de la végétation autour des cultures et les aménagements autour et intra-parcelles sont autant de facteurs qui limitent l'impact négatif des PPP** (Lee *et al.*, 2001; Bengtsson *et al.*, 2005; Holzschuh *et al.*, 2007; Park *et al.*, 2015)**.** Ils ont aussi pour avantage de favoriser la présence des auxiliaires et d'améliorer le contrôle biologique, et donc de faciliter la conversion en agriculture raisonnée, voire en agriculture biologique (Purtauf *et al.*, 2005 ; Todd *et al.*, 2016 ; Wojciechowicz-Zytko et Wilk, 2019 ; Geldenhuys *et al.*, 2021 ; Klaus *et al.*, 2021).

Des corrélations existent entre la perte de biodiversité et la perte des services rendus (même si les effets dépendent de différents facteurs tels que la nature du pesticide, la période d'application, ou le groupe d'organismes considéré) au niveau des organismes du sol (Bunemann *et al.*, 2006), des ennemis naturels (prédateurs et/ou parasitoïdes (Douglas *et al.*, 2015 ; Michalko et Kosulic, 2020)) et des insectes butineurs et pollinisateurs (Brittain et Potts, 2011; Stanley *et al.*, 2015; Uhl et Brühl, 2019).

Les recherches sur l'effet des PPP sont encore trop dissociées entre études réalisées à l'échelle de l'individu d'une part (de la molécule à l'individu) et observations à l'échelle des populations et des communautés d'autre part (Kohler et Triebskorn, 2013). Si **les études au laboratoire sont plus développées** et permettent de mieux comprendre l'impact des PPP aux niveaux individuel et infra-individuel, toute la difficulté réside encore dans le changement d'échelle pour établir des corrélations entre effets observés au laboratoire et effets observés sur le terrain. Les études de terrain ou en conditions semi-contrôlées, en s'intéressant à des niveaux d'organisation plus complexes (ex. population, communauté), et grâce à des durées d'expérimentation

plus longues, permettent notamment d'évaluer les capacités de résilience et de récupération des populations et des communautés après exposition aux pesticides.

Par exemple, chez les abeilles domestiques, une redondance organisationnelle peut exister à l'échelle de la colonie, pouvant aboutir à un fonctionnement apparemment normal de celle-ci malgré un taux de mortalité relativement élevé des ouvrières (voir Henry *et a*l. (2015) ; Franklin et Raine (2019)). En fonction de la mobilité des organismes, la récupération des populations suite à une exposition aux pesticides peut être lente et ainsi altérer le fonctionnement du sol. Pour les vers de terre, la norme ISO 11268-3 (ISO (International Organisation for Standardization), 2014)) existe et permet d'approcher ces effets (Forster *et al.*, 2006).

7.2. Les controverses

Du fait de leur efficacité comme moyen de lutte contre les bioagresseurs des cultures, les pesticides sont des instruments cruciaux de l'agriculture moderne. Toutefois, comme ils ne ciblent pas que les bioagresseurs, ils ont des conséquences involontaires sur d'autres organismes. Il est maintenant établi que l'utilisation de pesticides et l'évaluation non appropriée des risques environnementaux des pesticides jouent un rôle dans la diminution de l'abondance, de la diversité et des fonctions assurées par divers organismes dont les invertébrés terrestres. Il a même été rapporté que, pour les invertébrés aquatiques et les pollinisateurs, la toxicité des insecticides appliqués de nos jours avait augmenté (à l'inverse des doses appliquées) à cause de certaines familles comme les pyréthrinoïdes et les néonicotinoïdes (Schulz *et al.*, 2021).

On retrouve le plus souvent, au centre de ces controverses, des molécules qui posent des questions ou des problèmes de santé humaine et environnementale, et qui présentent des intérêts économiques forts (ex. néonicotinoïdes, glyphosate). Les débats portent généralement sur la contribution des pesticides par rapport aux autres facteurs liés aux pratiques de l'agriculture intensive (ex. contexte paysager, labour ; Dominguez *et al*. (2016)) et aux changements globaux. Il est difficile de trouver des études qui hiérarchisent les pressions exercées sur l'environnement mais des travaux récents (Bernhardt *et al.*, 2017) ont montré que les augmentations de PPP en termes de quantités totales, de diversité et d'expansion géographique au cours des quatre dernières décennies ont dépassé le taux d'augmentation de la plupart des facteurs bien connus du changement global, tels que la hausse des concentrations atmosphérique de CO_2, la destruction de l'habitat et la perte de biodiversité.

En outre, les controverses concernent la variabilité des effets observés en fonction des groupes étudiés, des espèces et de leurs traits d'histoire de vie (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Pour les études de laboratoire, les controverses peuvent être alimentées par le fait que les effets dépendent des conditions d'exposition (ex. sol, température, nourriture), des formes du pesticide testé (molécule pure ou formulations) et des espèces testées. Notamment, les débats se sont multipliés sur la nécessité d'espèces modèles plus sensibles et représentatives des milieux concernés (ex. agrosystèmes) en évaluation du risque (Ockleford *et al.*, 2017).

De plus, pour une même espèce, les effets des pesticides peuvent être plus ou moins marqués en fonction des critères considérés (ou biomarqueurs). Il est reconnu que certains critères sont plus sensibles que d'autres et donc plus à même de mettre en évidence des effets. Par exemple, les paramètres liés à la croissance, à la reproduction ou au comportement des organismes sont plus sensibles que la survie. Selon le stade de développement étudié, les effets peuvent aussi varier de façon assez importante. Il a été mis en évidence que les juvéniles étaient plus sensibles que les adultes (pour les abeilles et les vers de terre notamment) alors que seuls les adultes sont utilisés dans les tests avant approbation des substances actives.

Ainsi, en raison des espèces utilisées, des stades de développement testés et des conditions des tests, il existe une déconnexion entre les résultats obtenus *via* les procédures d'évaluation des risques *a priori* (avant la mise sur le marché des pesticides) et celles issues des articles scientifiques qui évaluent *a posteriori* (après la mise sur le marché) les effets sur les organismes non cibles. Il en résulte que les tests obligatoires réalisés pour l'approbation des substances actives sont largement critiqués. Une des conséquences des écarts méthodologiques entre ces tests réglementaires et la réalité du terrain est que des molécules actuellement sur le marché et proposées (entre

autres) pour leur faible persistance dans l'environnement, leur faible bioaccumulation dans les organismes et leur spécificité vis-à-vis des organismes cibles sont présentes parfois en grande quantité dans l'environnement et dans les organismes. De plus, les effets révélés dans les études scientifiques sont généralement plus importants et néfastes pour les invertébrés du sol que ceux mis en évidence dans les tests réglementaires.

Enfin, on peut souligner que les études semblent indiquer de manière générale que les insecticides (les plus étudiés des pesticides) sont plus néfastes pour les invertébrés terrestres que les herbicides et les fongicides. Il est évident qu'ils présentent des risques importants mais on peut se demander s'ils ressortent comme à risque parce qu'ils sont très étudiés ou parce qu'ils sont réellement plus dangereux que les autres catégories de pesticides.

7.3. Les lacunes et les perspectives

Si certains acquis ont été mis en évidence concernant les effets des pesticides sur les invertébrés terrestres, de nombreuses parts d'ombre demeurent (Tableau 8-7). Il est évident qu'il est impossible de tester toutes les molécules et leurs différentes formulations sur tous les organismes non cibles à différents niveaux d'organisation du vivant. Pour cette raison, des outils comme la modélisation peuvent être utilisés. Cependant, ces modèles doivent être paramétrés avec des données fiables et réalistes. Pour cela, il est nécessaire d'aller vers des modèles biologiques pertinents par leur sensibilité aux pesticides et représentatifs des milieux étudiés. De plus, il serait pertinent de travailler sur des indicateurs (ou traits de vie) les plus sensibles possibles. En conditions naturelles, les études de suivi des effets non intentionnels des pesticides doivent apporter des informations sur le contexte agropédoclimatique (contexte paysager, pratiques agricoles, climat, etc.) qui sont des facteurs susceptibles de modifier les effets des pesticides (facteurs aggravants / atténuants).

L'analyse du corpus bibliographique met en évidence que de nombreuses lacunes subsistent concernant les effets sublétaux des PPP sur les invertébrés terrestres (cf. sections 2.1.2, 2.2.2, 2.3.2). En particulier, les effets des PPP sur le comportement des invertébrés (comportement alimentaire, comportement de déplacement et mobilité) sont inégalement documentés selon les groupes biologiques considérés. Dans le cas des insectes pollinisateurs, ces effets ont été le plus souvent étudiés pour les abeilles domestiques et les bourdons, mais ils restent peu ou pas considérés dans les travaux sur les abeilles solitaires et autres groupes de pollinisateurs sauvages. Ces lacunes sont liées à la difficulté de caractériser les relations entre PPP et comportement de ces insectes *in natura*. Les études portant sur les effets des PPP sur le comportement des autres groupes d'invertébrés terrestres considérés dans ce chapitre sont également rares, que ce soit pour les ennemis naturels des ravageurs de culture ou les invertébrés du sol. Au-delà des questions relatives au comportement des invertébrés, les effets des PPP sur leur immunité restent peu étudiés. Là encore, ils sont le plus documentés pour les abeilles domestiques. Bien que les connaissances restent trop fragmentaires sur ce sujet pour pouvoir conclure, les effets délétères constatés des PPP sur le système immunitaire des abeilles, en relation avec des modifications de leur microbiote, incitent à développer de plus amples recherches sur ce thème.

Dans une revue bibliographique récente, Beaumelle *et al.* (2021) ont établi une liste des pistes pour la recherche sur les effets des stress chimiques sur la biodiversité des sols. Il en ressort que les conséquences multi-trophiques et les approches « réseaux trophiques » n'ont pas été suffisamment explorées. En outre, peu d'informations sont disponibles sur les effets des pesticides sur les interactions interspécifiques ou inter- et intraguildes.

De plus, l'adaptation aux pesticides par des effets transgénérationnels a été très peu explorée. Givaudan *et al.* (2014) ont évalué la tolérance de vers de terre présents au champ (*Aporrectodea caliginosa*) à la contamination résiduelle par les PPP et les capacités de détoxification (activités enzymatiques) de ces organismes. Ils ont mis en évidence que la pré-exposition aux pesticides accélérait l'activation d'enzymes de détoxification lorsque les animaux étaient exposés au fongicide époxiconazole.

La majorité des études portant sur les pesticides a été menée au laboratoire et même si les effets des pesticides sont un peu plus tournés vers des études en conditions semi-naturelles ou naturelles de nos jours, peu de travaux

se sont intéressés au lien entre exposition des organismes et fonctionnement des écosystèmes. Une approche intégrative a été proposée il y a une dizaine d'années, l'*Adverse Outcome Pathways* (AOP ; Ankley *et al*. (2010)) pour évaluer et établir des corrélations entre les impacts d'un produit chimique sur sa cible moléculaire, et les effets observés à des niveaux d'organisation biologique supérieurs (organisme, population). Ce type d'approche est préconisé à la fois pour l'évaluation des risques pour la santé humaine (Krewski *et al.*, 2010) et les risques écotoxicologiques (Garcia-Reyero *et al.*, 2011). Bien qu'elle ait été démontrée et décrite pour les milieux aquatiques (Ankley *et al.*, 2010), cette approche est encore peu appliquée aux organismes terrestres. Plus récemment, le concept d'*Aggregates Exposure Pathways* (AEP, traduit par « voie d'exposition globale ») a été proposé en complément du cadre de l'AOP pour associer, aux descripteurs des mécanismes biologiques menant à des effets indésirables, les facteurs de stress depuis les sources jusqu'aux expositions (Hines *et al.*, 2018). Cette approche combinée AEP-AOP pourrait ainsi permettre de maximiser l'utilisation des données existantes et d'améliorer l'évaluation des risques environnementaux. Toutefois, la littérature scientifique analysée n'a pas permis d'identifier d'application de ces approches à l'évaluation des risques de pesticides pour les écosystèmes.

Par ailleurs, en 2010, Geiger *et al*. (2010) alertaient sur l'urgence de développer des méthodes basées sur l'utilisation des services écosystémiques tels que le contrôle biologique pour évoluer vers une diminution de l'utilisation des pesticides. Cela permettrait d'aborder « *the things that matter* » dans la protection de l'environnement, c'est-à-dire les services que l'Homme obtient des écosystèmes (Forbes et Calow, 2012). Par exemple, les effets létaux et sublétaux des pesticides sur les insectes pollinisateurs ont été largement démontrés au laboratoire ou en conditions semi-contrôlées. Il reste cependant difficile d'évaluer leur réelle contribution (et la contribution des différents types de pesticides appliqués) au déclin de la pollinisation *in natura*, du fait des effets confondants liés à de multiples facteurs. Cela tient également au fait que les tests sont surtout réalisés sur l'abeille domestique alors que les abeilles sauvages représentent la majorité des insectes pollinisateurs *in natura*. Les recherches à venir doivent combler ce manque de connaissances.

De même, la quantification des impacts des pesticides sur les rendements (aspects économiques) *via* les fonctions assurées par les invertébrés terrestres sont rares, même s'il existe quelques études sur le contrôle biologique, la pollinisation et les rendements. En cela, les approches basées sur les traits fonctionnels pourraient fournir un cadre conceptuel et méthodologique pour étudier les effets des pesticides sur différentes communautés d'organismes terrestres et les fonctions qu'il assurent. La diversité des caractéristiques des espèces qui constitue la diversité fonctionnelle d'une communauté fait référence à la notion de traits fonctionnels. Ceux-ci désignent les caractéristiques morphologiques, physiologiques et phénologiques d'un organisme ayant un effet sur sa performance individuelle et déterminant sa réponse aux facteurs de l'environnement et son action sur le milieu environnant (Pey *et al.*, 2014). Par exemple, des approches basées sur le régime alimentaire ont été explorées (Pen-Mouratov et Steinberger, 2005 ; Chelinho *et al.*, 2011 ; Chelinho *et al.*, 2014; Haegerbaeumer *et al.*, 2019) et permettent d'accroître la pertinence écologique des données sur la toxicité des pesticides. Les recherches à venir doivent donc s'atteler à relier les modifications des performances individuelles observées chez des espèces à l'altération des fonctions écologiques assurées par ces mêmes espèces au sein d'une communauté.

Une autre lacune qui est souvent constatée dans la littérature est le manque de données et de méthodologies pour aborder les effets des mélanges de pesticides ou de contaminants, autrement appelés effets « cocktails ». Cela rejoint de manière plus générale les considérations sur l'exposition des organismes à des stress multiples impliquant par exemple des pesticides et des facteurs climatiques ou des pathogènes. Il peut également être fait mention du manque de données pour démêler les effets directs et indirects de plusieurs facteurs qui pourraient interagir et affecter les invertébrés terrestres. Par exemple, deux facteurs peuvent jouer directement sur un organisme et impacter sa survie ou son activité. Il se peut également que le pesticide et l'autre facteur de stress jouent sur la ressource ou les interactions de l'animal avec son environnement, complexifiant ainsi la mise en évidence des liens de cause à effet.

Par ailleurs, la caractérisation de l'occurrence, du devenir et des effets des produits de transformation ou métabolites est peu abordée dans la littérature. L'AMPA (acide 1-aminométhylphosphonique) est le principal produit de dégradation du glyphosate et, à ce titre, il a été étudié dans différents compartiments de l'environnement (surtout l'eau). Mais, pour ce produit de dégradation, comme pour les métabolites d'autres pesticides ou pour tous

les pesticides en général, la bioaccumulation dans les organismes vivants reste mal connue. Pourtant, les doses internes peuvent alimenter des modèles toxicocinétiques-toxicodynamiques (TKTD) et populationnels (ex. modèles de Budgets d'Énergie Dynamiques) qui renseignent sur les effets potentiels à différents niveaux d'organisation.

Enfin, ces considérations sur le devenir et l'exposition des pesticides dans les différents compartiments de l'environnement permettent de pointer du doigt des manques de données sur la variabilité spatio-temporelle de l'exposition des organismes non cibles aux pesticides (Devine et Furlong, 2007). En fonction de la période de l'année et du contexte paysager dans lequel évoluent les organismes, les applications de pesticides peuvent être plus ou moins impactantes et les effets peuvent se maintenir plus ou moins longtemps. Par ailleurs, la résilience ou récupération des populations exposées, qui dépend de processus intra-parcellaires (augmentation des abondances par la reproduction) ou extra-parcellaires (immigration d'individus en provenance des zones voisines par des actions actives ou passives) (More *et al.*, 2016), a été peu étudiée, même si des efforts sont faits en ce sens (Bell *et al.*, 2002 ; Amosse *et al.*, 2020).

Tableau 8-7. Limites de l'analyse et difficultés à formuler des conclusions généralisables : voies d'amélioration

Limites / difficultés	Voies d'amélioration
• Manque de données et de méthodologies pour aborder les effets des mélanges de PPP (effets « cocktails », synergiques) • Conséquences multi-trophiques et approches « réseaux trophiques » insuffisamment explorées • Peu d'information sur les effets transgénérationnels et l'adaptation des organismes aux PPP • Peu d'études sur la résilience ou la récupération des populations exposées	Travailler sur des modèles biologiques plus pertinents et représentatifs des différents agrosystèmes et de leur contexte pédoclimatique Cibler les indicateurs biologiques les plus sensibles possibles en considérant : les effets mélange, les interactions trophiques, les effets transgénérationnels et l'adaptation/ résilience/récupération des populations exposées
• Peu de liens entre exposition des organismes et fonctionnement des écosystèmes • Impossible de tester toutes les molécules et toutes les formulations • Impossible de tester sur tous les organismes non cibles et aux différents niveaux d'organisation biologique	Développer des méthodes basées sur l'utilisation des fonctions écosystémiques (contrôle biologique par exemple)
• Peu d'information sur le devenir et les effets des produits de transformation ou métabolites	Rechercher des informations sur la bioaccumulation des produits de transformation pour alimenter des modèles TKTD et populationnels
• Majorité d'études au laboratoire, peu en conditions naturelles, donc difficulté d'évaluer la contribution réelle de la toxicité en conditions contrôlées sur le déclin de fonctions écologiques *in natura* • Manque de données sur les stress multiples (PPP + facteurs biotiques et abiotiques (pathogènes, climat…)) • Non prise en compte de la variabilité spatio-temporelle de l'exposition des organismes aux pesticides • Etudes trop souvent ponctuelles dans le temps et restreintes à une seule date d'échantillonnage	Concevoir des approches pour étudier les interactions entre différents facteurs de stress Mener des études en conditions en naturelles en apportant des informations sur le contexte agropédoclimatique Réaliser des échantillonnages et des relevés de biodiversité sur plusieurs années consécutives

Références bibliographiques

Addison, J.A.; Otvos, I.S.; Battigelli, J.P.; Conder, N., 2006. Does aerial spraying of Bacillus thuringiensis subsp kurstaki (Btk) pose a risk to nontarget soil microarthropods? *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere*, 36 (6): 1610-1620. http://dx.doi.org/10.1139/x06-048

Adhikari, S.; Burkle, L.A.; O'Neill, K.M.; Weaver, D.K.; Menalled, F.D., 2019. Dryland organic farming increases floral resources and bee colony success in highly simplified agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 270: 9-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.010

AFNOR, 2016. Qualité du sol — Méthode pour tester les effets des contaminants du sol sur l'activité alimentaire des organismes vivant dans le sol — Test Bait-lamina. *ISO 18311:2016*. Paris AFNOR. 16 p. https://www.iso.org/fr/standard/62102.html

Aguilar, R.; Ashworth, L.; Galetto, L.; Aizen, M.A., 2006. Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation: review and synthesis through a meta-analysis. *Ecology Letters*, 9 (8): 968-980. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00927.x

Al-Assiuty, A.; Khalil, M.A.; Ismail, A.W.A.; van Straalen, N.M.; Ageba, M.F., 2014. Effects of fungicides and biofungicides on population density and community structure of soil oribatid mites. *Science of the Total Environment*, 466: 412-420. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.063

Alburaki, M.; Chen, D.; Skinner, J.A.; Meikle, W.G.; Tarpy, D.R.; Adamczyk, J.; Stewart, S.D., 2018. Honey Bee Survival and Pathogen Prevalence: From the Perspective of Landscape and Exposure to Pesticides. *Insects*, 9 (2): 15. http://dx.doi.org/10.3390/insects9020065

Alkassab, A.T.; Kunz, N.; Bischoff, G.; Pistorius, J., 2020. Comparing response of buff-tailed bumblebees and red mason bees to application of a thiacloprid-prochloraz mixture under semi-field conditions. *Ecotoxicology*, 29 (7): 846-855. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-020-02223-2

Alvarez, T.; Frampton, G.K.; Goulson, D., 2001. Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 95-110. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00195-x

Amarasekare, K.G.; Shearer, P.W., 2020. Residual Effects of Insecticides on Deraeocoris brevis (Hemiptera: Miridae). *Journal of Economic Entomology*, 113 (2): 770-778. http://dx.doi.org/10.1093/jee/toz324

American Society for Testing Materials, 1993. Standard guide for conducting a terrestrial soil-core microcosm test. *Annual Book of ASTM Standards, vol. 1197*. 902-914.

Amosse, J.; Bart, S.; Brulle, F.; Tebby, C.; Beaudouin, R.; Nelieu, S.; Lamy, I.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2020. A two years field experiment to assess the impact of two fungicides on earthworm communities and their recovery. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110979

Amosse, J.; Bart, S.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2018. Short-term effects of two fungicides on enchytraeid and earthworm communities under field conditions. *Ecotoxicology*, 27 (3): 300-312. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1895-7

Andersson, G.K.S.; Ekroos, J.; Stjernman, M.; Rundlof, M.; Smith, H.G., 2014. Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 184: 145-148. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.002

Andersson, G.K.S.; Rundlof, M.; Smith, H.G., 2012. Organic Farming Improves Pollination Success in Strawberries. *Plos One*, 7 (2): 4. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0031599

Ankley, G.T.; Bennett, R.S.; Erickson, R.J.; Hoff, D.J.; Hornung, M.W.; Johnson, R.D.; Mount, D.R.; Nichols, J.W.; Russom, C.L.; Schmieder, P.K.; Serrrano, J.A.; Tietge, J.E.; Villeneuve, D.L., 2010. Adverse outcome pathways: a conceptual framework to support ecotoxicology research and risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (3): 730-741. http://dx.doi.org/10.1002/etc.34

Arena, M.; Sgolastra, F., 2014. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23 (3): 324-334. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1

Armenta, R.; Martinez, A.M.; Chapman, J.W.; Magallanes, R.; Goulson, D.; Caballero, P.; Cave, R.D.; Cisneros, J.; Valle, J.; Castillejos, V.; Penagos, D.I.; Garcia, L.F.; Williams, T., 2003. Impact of a nucleopolyhedrovirus bioinsecticide and selected synthetic insecticides on the abundance of insect natural enemies on maize in Southern Mexico. *Journal of Economic Entomology*, 96 (3): 649-661. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493-96.3.649

Asad, M.; Ahmed, S.; Khan, R.R.; Ali, A.; Raza, M.F.; Shabbir, A.; Munir, F.; Abbas, A.N.; Tariq, M., 2021. Effects of soil application of two different fipronil formulations on some soil-dwelling non-target arthropods. *International Journal of Tropical Insect Science*, 41 (1): 663-669. http://dx.doi.org/10.1007/s42690-020-00254-0

Atanassov, A.; Shearer, P.W.; Hamilton, G.C., 2003. Peach pest management programs impact beneficial fauna abundance and Grapholita molesta (Lepidoptera : Tortricidae) egg parasitism and predation. *Environmental Entomology*, 32 (4): 780-788. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x-32.4.780

Aydin, G.; Karaca, I., 2018. The effects of pesticide application on biological diversity of ground beetle (coleoptera: carabidae). *Fresenius Environmental Bulletin*, 27 (12A): 9112-9118.

Babendreier, D.; Jeanneret, P.; Pilz, C.; Toepfer, S., 2015. Non-target effects of insecticides, entomopathogenic fungi and nematodes applied against western corn rootworm larvae in maize. *Journal of Applied Entomology*, 139 (6): 457-467. http://dx.doi.org/10.1111/jen.12229

Bajwa, W.I.; Aliniazee, M.T., 2001. Spider fauna in apple ecosystem of western Oregon and its field susceptibility to chemical and microbial insecticides. *Journal of Economic Entomology*, 94 (1): 68-75. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493-94.1.68

Balanza, V.; Mendoza, J.E.; Cifuentes, D.; Bielza, P., 2021. Selection for resistance to pyrethroids in the predator Orius laevigatus. *Pest Management Science*, 77 (5): 2539-2546. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6288

Barbosa, F.S.; Leite, G.L.D.; Alves, S.M.; Nascimento, A.F.; D'Avila, V.D.; da Costa, C.A., 2011. Insecticide effects of Ruta graveolens, Copaifera langsdorffii and Chenopodium ambrosioides against pests and natural enemies in commercial tomato plantation. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 33 (1): 37-43. http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v33i1.5900

Barmaz, S.; Vaj, C.; Ippolito, A.; Vighi, M., 2012. Exposure of pollinators to plant protection products. *Ecotoxicology*, 21 (8): 2177-2185. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0971-7

Baron, G.L.; Raine, N.E.; Brown, M.J.F., 2014. Impact of chronic exposure to a pyrethroid pesticide on bumblebees and interactions with a trypanosome parasite. *Journal of Applied Ecology*, 51 (2): 460-469. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12205

Bart, S.; Amosse, J.; Lowe, C.N.; Mougin, C.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2018. Aporrectodea caliginosa, a relevant earthworm species for a posteriori pesticide risk assessment: current knowledge and recommendations for culture and experimental design. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (34): 33867-33881. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2579-9

Beaumelle, L.; Thouvenot, L.; Hines, J.; Jochum, M.; Eisenhauer, N.; Phillips, H.R.P., 2021. Soil fauna diversity and chemical stressors: a review of knowledge gaps and roadmap for future research. *Ecography*: 15. http://dx.doi.org/10.1111/ecog.05627

Becher, M.A.; Grimm, V.; Thorbek, P.; Horn, J.; Kennedy, P.J.; Osborne, J.L., 2014. BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure. *Journal of Applied Ecology*, 51 (2): 470-482. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12222

Becher, M.A.; Osborne, J.L.; Thorbek, P.; Kennedy, P.J.; Grimm, V., 2013. REVIEW: Towards a systems approach for understanding honeybee decline: a stocktaking and synthesis of existing models. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 868-880. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12112

Beck, L.; Rombke, J.; Ruf, A.; Prinzing, A.; Woas, S., 2004. Effects of diflubenzuron and Bacillus thuringiensis var. kurstaki toxin on soil invertebrates of a mixed deciduous forest in the Upper Rhine Valley, Germany. *European Journal of Soil Biology*, 40 (1): 55-62. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2003.08.003

Bel'skaya, E.A.; Zinov'ev, E.V.; Kozyrev, M.A., 2002. Carabids in a spring wheat agrocenosis to the south of Sverdlovsk oblast and the effect of insecticide treatment on their populations. *Russian Journal of Ecology*, 33 (1): 38-44. http://dx.doi.org/10.1023/a:1013671722178

Belfrage, K.; Bjorklund, J.; Salomonsson, L., 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio*, 34 (8): 582-588. http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447(2005)034[0582:teofsa]2.0.co;2

Bell, J.R.; Johnson, P.J.; Hambler, C.; Haughton, A.J.; Smith, H.; Feber, R.E.; Tattersall, F.H.; Hart, B.H.; Manley, W.; Macdonald, D.W., 2002. Manipulating the abundance of Lepthyphantes tenuis (Araneae : Linyphiidae) by field margin management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 295-304. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00343-7

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2019. Impact of Biotic and Abiotic Stressors on Managed and Feral Bees. *Insects*, 10 (8): 42. http://dx.doi.org/10.3390/insects10080233

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2020. Effects of Fungicide and Herbicide Chemical Exposure on Apis and Non-Apis Bees in Agricultural Landscape. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 10. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2020.00081

Benamu, M.A.; Schneider, M.I.; Sanchez, N.E., 2010. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of Alpaida veniliae (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere*, 78 (7): 871-876. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.027

Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 261-269. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (4): 182-188. http://dx?doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00011-9

Bernauer, O.M.; Gaines-Day, H.R.; Steffan, S.A., 2015. Colonies of Bumble Bees (Bombus impatiens) Produce Fewer Workers, Less Bee Biomass, and Have Smaller Mother Queens Following Fungicide Exposure. *Insects*, 6 (2): 478-488. http://dx.doi.org/10.3390/insects6020478

Bernhardt, E.S.; Rosi, E.J.; Gessner, M.O., 2017. Synthetic chemicals as agents of global change. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15 (2): 84-90. http://dx.doi.org/10.1002/fee.1450

Bertrand, M.; Barot, S.; Blouin, M.; Whalen, J.; de Oliveira, T.; Roger-Estrade, J., 2015. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 553-567. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0269-7

Bhandari, K.B.; Longing, S.D.; West, C.P., 2020. Bees Occurring in Corn Production Fields Treated with Atoxigenic Aspergillus flavus (Texas, USA). *Agronomy-Basel*, 10 (4): 8. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10040571

Bianchi, F.; Ives, A.R.; Schellhorn, N.A., 2013. Interactions between conventional and organic farming for biocontrol services across the landscape. *Ecological Applications*, 23 (7): 1531-1543. http://dx.doi.org/10.1890/12-1819.1

Biddinger, D.J.; Leslie, T.W.; Joshi, N.K., 2014. Reduced-Risk Pest Management Programs for Eastern US Peach Orchards: Effects on Arthropod Predators, Parasitoids, and Select Pests. *Journal of Economic Entomology*, 107 (3): 1084-1091. http://dx.doi.org/10.1603/ec13441

Birkhofer, K.; Arvidsson, F.; Ehlers, D.; Mader, V.L.; Bengtsson, J.; Smith, H.G., 2016. Organic farming affects the biological control of hemipteran pests and yields in spring barley independent of landscape complexity. *Landscape Ecology*, 31 (3): 567-579. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-015-0263-8

Bloom, E.H.; Wood, T.J.; Hung, K.L.J.; Ternest, J.J.; Ingwell, L.L.; Goodell, K.; Kaplan, I.; Szendrei, Z., 2021. Synergism between local- and landscape-level pesticides reduces wild bee floral visitation in pollinator-dependent crops. *Journal of Applied Ecology*, 58 (6): 1187-1198. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13871

Boff, S.; Scheiner, R.; Raizer, J.; Lupi, D., 2021. Survival rate and changes in foraging performances of solitary bees exposed to a novel insecticide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111869

Bogya, S.; Marko, V.; Szinetar, C., 2000. Effect of pest management systems on foliage- and grass-dwelling spider communities in an apple orchard in Hungary. *International Journal of Pest Management*, 46 (4): 241-250. http://dx.doi.org/10.1080/09670870050206000

Bohan, D.A.; Boffey, C.W.H.; Brooks, D.R.; Clark, S.J.; Dewar, A.M.; Firbank, L.G.; Haughton, A.J.; Hawes, C.; Heard, M.S.; May, M.J.; Osborne, J.L.; Perry, J.N.; Rothery, P.; Roy, D.B.; Scott, R.J.; Squire, G.R.; Woiwod, I.P.; Champion, G.T., 2005. Effects on weed and invertebrate abundance and diversity of herbicide management in genetically modified herbicide-tolerant winter-sown oilseed rape. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 (1562): 463-474. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2004.3049

Bohn, T.; Lovei, G.L., 2017. Complex Outcomes from Insect and Weed Control with Transgenic Plants: Ecological Surprises? *Frontiers in Environmental Science*, 5: 8. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00060

Bohnenblust, E.W.; Vaudo, A.D.; Egan, J.F.; Mortensen, D.A.; Tooker, J.F., 2016. EFFECTS OF THE HERBICIDE DICAMBA ON NONTARGET PLANTS AND POLLINATOR VISITATION. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (1): 144-151. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3169

Botina, L.L.; Bernardes, R.C.; Barbosa, W.F.; Lima, M.A.P.; Guedes, R.N.C.; Martins, G.F., 2020. Toxicological assessments of agrochemical effects on stingless bees (Apidae, Meliponini). *Methodsx*, 7: 18. http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2020.100906

Boulton, T.J.; Otvos, I.S.; Ring, R.A., 2002. Monitoring nontarget Lepidoptera on Ribes cereum to investigate side effects of an operational application of Bacillus thuringiensis subsp kurstaki. *Environmental Entomology*, 31 (5): 903-913. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x-31.5.903

Braak, N.; Neve, R.; Jones, A.K.; Gibbs, M.; Breuker, C.J., 2018. The effects of insecticides on butterflies - A review. *Environmental Pollution*, 242: 507-518. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.100

Brandt, A.; Hohnheiser, B.; Sgolastra, F.; Bosch, J.; Meixner, M.D.; Buchler, R., 2020. Immunosuppression response to the neonicotinoid insecticide thiacloprid in females and males of the red mason bee Osmia bicornis L. *Scientific Reports*, 10 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-61445-w

Bredeson, M.M.; Lundgren, J.G., 2018. Thiamethoxam seed treatments reduce foliar predator and pollinator populations in sunflowers (Helianthus annuus), and extra-floral nectaries as a route of exposure for seed treatments to affect the predator, Coleomegilla maculata (Coleoptera: Coccinellidae). *Crop Protection*, 106: 86-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2017.12.019

Bredeson, M.M.; Reese, R.N.; Lundgren, J.G., 2015. The effects of insecticide dose and herbivore density on tri-trophic effects of thiamethoxam in a system involving wheat, aphids, and ladybeetles. *Crop Protection*, 69: 70-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2014.12.010

Bretagnolle, V.; Gaba, S., 2015. Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (3): 891-909. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0302-5

Brittain, C.; Bommarco, R.; Vighi, M.; Settele, J.; Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation*, 143 (8): 1860-1867. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029

Brittain, C.; Potts, S.G., 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic and Applied Ecology*, 12 (4): 321-331. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.12.004

Brooks, D.R.; Clark, S.J.; Perry, J.N.; Bohan, D.A.; Champion, G.T.; Firbank, L.G.; Haughton, A.J.; Hawes, C.; Heard, M.S.; Woiwod, I.P., 2005. Invertebrate biodiversity in maize following withdrawal of triazine herbicides. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 272 (1571): 1497-1502. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2005.3102

Bruhl, C.A.; Zaller, J.G., 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Bundy, J.G.; Sidhu, J.K.; Rana, F.; Spurgeon, D.J.; Svendsen, C.; Wren, J.F.; Sturzenbaum, S.R.; Morgan, A.J.; Kille, P., 2008. 'Systems toxicology' approach identifies coordinated metabolic responses to copper in a terrestrial non-model invertebrate, the earthworm Lumbricus rubellus. *Bmc Biology*, 6: 21. http://dx.doi.org/10.1186/1741-7007-6-25

Bunemann, E.K.; Schwenke, G.D.; Van Zwieten, L., 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44 (4): 379-406. http://dx.doi.org/10.1071/sr05125

Calvo-Agudo, M.; Gonzalez-Cabrera, J.; Sadutto, D.; Pico, Y.; Urbaneja, A.; Dicke, M.; Tena, A., 2020. IPM-recommended insecticides harm beneficial insects through contaminated honeydew. *Environmental Pollution*, 267: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115581

Camp, A.A.; Batres, M.A.; Williams, W.C.; Koethe, R.W.; Stoner, K.A.; Lehmann, D.M., 2020. Effects of the Neonicotinoid Acetamiprid in Pollen on Bombus impatiens Microcolony Development. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (12): 2560-2569. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4886

Camp, A.A.; Lehmann, D.M., 2021. Impacts of Neonicotinoids on the Bumble Bees Bombus terrestris and Bombus impatiens Examined through the Lens of an Adverse Outcome Pathway Framework. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (2): 309-322. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4939

Campos-Herrera, R.; Gomez-Ros, J.M.; Escuer, M.; Cuadra, L.; Barrios, L.; Gutierrez, C., 2008. Diversity, occurrence, and life characteristics of natural entomopathogenic nematode populations from La Rioja (Northern Spain) under different agricultural management and their relationships with soil factors. *Soil Biology & Biochemistry*, 40 (6): 1474-1484. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.01.002

Caprio, E.; Nervo, B.; Isaia, M.; Allegro, G.; Rolando, A., 2015. Organic versus conventional systems in viticulture: Comparative effects on spiders and carabids in vineyards and adjacent forests. *Agricultural Systems*, 136: 61-69. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.02.009

Cardoso, P.; Pekar, S.; Jocque, R.; Coddington, J.A., 2011. Global Patterns of Guild Composition and Functional Diversity of Spiders. *Plos One*, 6 (6): e21710. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0021710

Carrascosa, M.; Sanchez-Moreno, S.; Alonso-Prados, J.L., 2015. Effects of organic and conventional pesticides on plant biomass, nematode diversity and the structure of the soil food web. *Nematology*, 17: 11-26. http://dx.doi.org/10.1163/15685411-00002849

Carrie, R.; Ekroos, J.; Smith, H.G., 2018. Organic farming supports spatiotemporal stability in species richness of bumblebees and butterflies. *Biological Conservation*, 227: 48-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.022

Castelli, L.; Balbuena, S.; Branchiccela, B.; Zunino, P.; Liberti, J.; Engel, P.; Antunez, K., 2021. Impact of Chronic Exposure to Sublethal Doses of Glyphosate on Honey Bee Immunity, Gut Microbiota and Infection by Pathogens. *Microorganisms*, 9 (4): 15. http://dx.doi.org/10.3390/microorganisms9040845

Castro, J.; Lago, M.C.F.; Briones, M.J.I.; Gallego, P.P.; Barreal, M.E., 2015. Effects of Agricultural Practices on Soil Fauna Communities in Kiwifruit Plantations. In: Huang, H.; Zhang, Q., eds. *Viii International Symposium on Kiwifruit*. Leuven 1: Int Soc Horticultural Science (Acta Horticulturae), 267-273.

Centrella, M.; Russo, L.; Ramirez, N.M.; Eitzer, B.; van Dyke, M.; Danforth, B.; Poveda, K., 2020. Diet diversity and pesticide risk mediate the negative effects of land use change on solitary bee offspring production. *Journal of Applied Ecology*, 57 (6): 1031-1042. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13600

Cerevkova, A.; Miklisova, D.; Cagan, L., 2017. Effects of experimental insecticide applications and season on soil nematode communities in a maize field. *Crop Protection*, 92: 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.10.007

Chakrabarti, P.; Rana, S.; Bandopadhyay, S.; Naik, D.G.; Sarkar, S.; Basu, P., 2015. Field populations of native Indian honey bees from pesticide intensive agricultural landscape show signs of impaired olfaction. *Scientific Reports*, 5: 13. http://dx.doi.org/10.1038/srep12504

Cham, K.O.; Nocelli, R.C.F.; Borges, L.O.; Viana-Silva, F.E.C.; Tonelli, C.A.M.; Malaspina, O.; Menezes, C.; Rosa-Fontana, A.S.; Blochtein, B.; Freitas, B.M.; Pires, C.S.S.; Oliveira, F.F.; Contrera, F.A.L.; Torezani, K.R.S.; Ribeiro, M.D.; Siqueira, M.A.L.; Rocha, M., 2019. Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Stingless Bees. *Environmental Entomology*, 48 (1): 36-48. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvy137

Chan, D.S.W.; Raine, N.E., 2021. Population decline in a ground-nesting solitary squash bee (Eucera pruinosa) following exposure to a neonicotinoid insecticide treated crop (Cucurbita pepo). *Scientific Reports*, 11 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-83341-7

Chelinho, S.; Domene, X.; Andres, P.; Natal-da-Luz, T.; Norte, C.; Rufino, C.; Lopes, I.; Cachada, A.; Espindola, E.; Ribeiro, R.; Duarte, A.C.; Sousa, J.P., 2014. Soil microarthropod community testing: A new approach to increase the ecological relevance of effect data for pesticide risk assessment. *Applied Soil Ecology*, 83: 200-209. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2013.06.009

Chelinho, S.; Sautter, K.D.; Cachada, A.; Abrantes, I.; Brown, G.; Duarte, A.C.; Sousa, J.P., 2011. Carbofuran effects in soil nematode communities: Using trait and taxonomic based approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74 (7): 2002-2012. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.015

Chiaia-Hernandez, A.C.; Keller, A.; Wachter, D.; Steinlin, C.; Camenzuli, L.; Hollender, J.; Krausst'll, M., 2017. Long-Term Persistence of Pesticides and TPs in Archived Agricultural Soil Samples and Comparison with Pesticide Application. *Environmental Science & Technology*, 51 (18): 10642-10651. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02529

Christensen, O.M.; Mather, J.G., 2004. Pesticide-induced surface migration by lumbricid earthworms in grassland: life-stage and species differences. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 57 (1): 89-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.08.007

Clough, Y.; Holzschuh, A.; Gabriel, D.; Purtauf, T.; Kleijn, D.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharntke, T., 2007a. Alpha and beta diversity of arthropods and plants in organically and conventionally managed wheat fields. *Journal of Applied Ecology*, 44 (4): 804-812. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01294.x

Clough, Y.; Kruess, A.; Tscharntke, T., 2007b. Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 285-290. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.028

Coll, P.; Le Cadre, E.; Villenave, C., 2012. How are nematode communities affected during a conversion from conventional to organic farming in southern French vineyards? *Nematology*, 14: 665-676. http://dx.doi.org/10.1163/156854112x624195

Crampton, L.A.; Loeb, G.M.; Hoelmer, K.A.; Hoffmann, M.P., 2010. Effect of insecticide regimens on biological control of the tarnished plant bug, Lygus lineolaris, by Peristenus spp. in New York State apple orchards. *Journal of Insect Science*, 10: 13.

Croft, S.; Brown, M.; Wilkins, S.; Hart, A.; Smith, G.C., 2018. Evaluating European Food Safety Authority Protection Goals for Honeybees (Apis mellifera): What Do They Mean for Pollination? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (6): 750-758. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4078

Dai, P.L.; Zhou, W.; Zhang, J.; Jiang, W.Y.; Wang, Q.; Cui, H.J.; Sun, J.H.; Wu, Y.Y.; Zhou, T., 2012. The effects of Bt Cry1Ah toxin on worker honeybees (Apis mellifera ligustica and Apis cerana cerana). *Apidologie*, 43 (4): 384-391. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-011-0103-z

Datta, S.; Singh, J.; Singh, S.; Singh, J., 2016. Earthworms, pesticides and sustainable agriculture: a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (9): 8227-8243. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6375-0

de Azevedo, A.G.C.; Eilenberg, J.; Steinwender, B.M.; Sigsgaard, L., 2019. Non-target effects of Metarhizium brunneum (BIPESCO 5/F 52) in soil show that this fungus varies between being compatible with, or moderately harmful to, four predatory arthropods. *Biological Control*, 131: 18-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.01.002

de Santo, F.B.; Guerra, N.; Vianna, M.S.; Torres, J.P.M.; Marchioro, C.A.; Niemeyer, J.C., 2019. Laboratory and field tests for risk assessment of metsulfuron-methyl-based herbicides for soil fauna. *Chemosphere*, 222: 645-655. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.145

Delpuech, J.M.; Allemand, R., 2011. Side effects of fungicides on the abundance and the species diversity of the natural populations of Drosophila and their hymenopterous parasitoids in orchards. *Phytoparasitica*, 39 (5): 429-435. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-011-0180-6

Denoyelle, R.; Rault, M.; Mazzia, C.; Mascle, O.; Capowiez, Y., 2007. Cholinesterase activity as a biomarker of pesticide exposure in allolobophora chlorotica earthworms living in apple orchards under different management strategies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (12): 2644-2649. http://dx.doi.org/10.1897/06-355.1

Desneux, N.; Decourtye, A.; Delpuech, J.M., 2007. The sublethal effects of pesticides on beneficial arthropods. *Annual Review of Entomology*, 52: 81-106. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.52.110405.091440

Desneux, N.; Ramirez-Romero, R.; Kaiser, L., 2006. Multistep bioassay to predict recolonization potential of emerging parasitoids after a pesticide treatment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (10): 2675-2682. http://dx.doi.org/10.1897/05-562r.1

Devine, G.J.; Furlong, M.J., 2007. Insecticide use: Contexts and ecological consequences. *Agriculture and Human Values*, 24 (3): 281-306. http://dx.doi.org/10.1007/s10460-007-9067-z

Devotto, L.; Cisternas, E.; Carrillo, R.; Gerding, M., 2008. Non-target effects of Dalaca pallens blanchard control examined through principal response curves: a guild approach in southern Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 68 (3): 228-237.

Devotto, L.; Cisternas, E.; Gerding, M.; Carrillo, R., 2007. Response of grassland soil arthropod community to biological and conventional control of a native moth: using Beauveria bassiana and lambda-cyhalothrin for Dalaca pallens (Lepidoptera : Hepialidae) suppression. *Biocontrol*, 52 (4): 507-531. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-006-9037-1

Di Noi, A.; Casini, S.; Campani, T.; Cai, G.M.; Caliani, I., 2021. Review on Sublethal Effects of Environmental Contaminants in Honey Bees (Apis mellifera), Knowledge Gaps and Future Perspectives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (4): 19. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18041863

Dib, H.; Sauphanor, B.; Capowiez, Y., 2016. Effect of management strategies on arthropod communities in the colonies of rosy apple aphid, Dysaphis plantaginea Passerini (Hemiptera: Aphididae) in south-eastern France. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 203-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.10.003

Diekotter, T.; Wamser, S.; Dorner, T.; Wolters, V.; Birkhofer, K., 2016. Organic farming affects the potential of a granivorous carabid beetle to control arable weeds at local and landscape scales. *Agricultural and Forest Entomology*, 18 (2): 167-173. http://dx.doi.org/10.1111/afe.12150

Diekotter, T.; Wamser, S.; Wolters, V.; Birkhofer, K., 2010. Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 137 (1-2): 108-112. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.008

Ditillo, J.L.; Kennedy, G.G.; Walgenbach, J.F., 2016. Effects of Insecticides and Fungicides Commonly Used in Tomato Production on Phytoseiulus persimilis (Acari: Phtyoseiidae). *Journal of Economic Entomology*, 109 (6): 2298-2308. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tow234

Djoudi, E.; Plantegenest, M.; Aviron, S.; Petillon, J., 2019. Local vs. landscape characteristics differentially shape emerging and circulating assemblages of carabid beetles in agroecosystems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 270: 149-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.10.022

Dominguez, A.; Bedano, J.C., 2016. Earthworm and Enchytraeid Co-occurrence Pattern in Organic and Conventional Farming: Consequences for Ecosystem Engineering. *Soil Science*, 181 (3-4): 148-156. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000146

Dormann, C.F.; Schweiger, O.; Augenstein, I.; Bailey, D.; Billeter, R.; de Blust, G.; DeFilippi, R.; Frenzel, M.; Hendrickx, F.; Herzog, F.; Klotz, S.; Liira, J.; Maelfait, J.P.; Schmidt, T.; Speelmans, M.; van Wingerden, W.; Zobel, M., 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (6): 774-787. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x

Doroszuk, A.; Brake, E.T.; Crespogonzalez, D.; Kammenga, J.E., 2007. Response of secondary production and its components to multiple stressors in nematode field populations. *Journal of Applied Ecology*, 44 (2): 446-455. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01257.x

Douglas, M.R.; Rohr, J.R.; Tooker, J.F., 2015. Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 250-260. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12372

Douglas, M.R.; Tooker, J.F., 2016. Meta-analysis reveals that seed-applied neonicotinoids and pyrethroids have similar negative effects on abundance of arthropod natural enemies. *Peerj*, 4: 26. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2776

Duso, C.; Ahmad, S.; Tirello, P.; Pozzebon, A.; Klaric, V.; Baldessari, M.; Malagnini, V.; Angeli, G., 2014. The impact of insecticides applied in apple orchards on the predatory mite Kampimodromus aberrans (Acari: Phytoseiidae). *Experimental and Applied Acarology*, 62 (3): 391-414. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-013-9741-3

Efsa Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernandez-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *Efsa Journal*, 19 (5): 75. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

Eijsackers, H.; Beneke, P.; Maboeta, M.; Louw, J.P.E.; Reinecke, A.J., 2005. The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (1): 99-111. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017

EPPO, 2003. Environmental risk assessment scheme for plant protection products. Chapter 8: Soil organisms and functions. *OEPP/EPPO Bulletin*, 33 (2): 195-209.

Epstein, D.L.; Zack, R.S.; Brunner, J.F.; Gut, L.; Brown, J.J., 2000. Effects of broad-spectrum insecticides on epigeal arthropod biodiversity in Pacific Northwest apple orchards. *Environmental Entomology*, 29 (2): 340-348. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x(2000)029[0340:eobsio]2.0.co;2

European Food Safety Authority, 2013a. EFSA's 18th Scientific Colloquium on Towards holistic approaches to the risk assessment of multiple stressors in bees. *EFSA Supporting Publications*, 10 (11): 509E. http://dx.doi.org/10.2903/sp.efsa.2013.EN-509

European Food Safety Authority, 2013b. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *Efsa Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

Evans, A.N.; Llanos, J.E.M.; Kunin, W.E.; Evison, S.E.F., 2018. Indirect effects of agricultural pesticide use on parasite prevalence in wild pollinators. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 258: 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.02.002

Eyre, M.D.; Luff, M.L.; Atlihan, R.; Leifert, C., 2012. Ground beetle species (Carabidae, Coleoptera) activity and richness in relation to crop type, fertility management and crop protection in a farm management comparison trial. *Annals of Applied Biology*, 161 (2): 169-179. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2012.00562.x

Fagundez, G.A.; Blettler, D.C.; Krumrick, C.G.; Bertos, M.A.; Trujillo, C.G., 2016. Do agrochemicals used during soybean flowering affect the visits of Apis mellifera L.? *Spanish Journal of Agricultural Research*, 14 (1): 7. http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2016141-7492

Fauser, A.; Sandrock, C.; Neumann, P.; Sadd, B., 2017. Neonicotinoids override a parasite exposure impact onhibernation success of a key bumblebee pollinator. *Ecological Entomology*, 42 (3): 306-314. http://dx.doi.org/10.1111/een.12385

Feber, R.E.; Johnson, P.J.; Firbank, L.G.; Hopkins, A.; Macdonald, D.W., 2007. A comparison of butterfly populations on organically and conventionally managed farmland. *Journal of Zoology*, 273 (1): 30-39. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-7998.2007.00296.x

Fine, J.D., 2020. Evaluation and comparison of the effects of three insect growth regulators on honey bee queen oviposition and egg eclosion. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111142

Fischhoff, I.R.; Keesing, F.; Ostfeld, R.S., 2017. The tick biocontrol agent Metarhizium brunneum (= M. anisopliae) (strain F52) does not reduce non-target arthropods. *Plos One*, 12 (11): 15. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0187675

Fisher, A.; DeGrandi-Hoffman, G.; Smith, B.H.; Johnson, M.; Kaftanoglu, O.; Cogley, T.; Fewell, J.H.; Harrison, J.F., 2021. Colony field test reveals dramatically higher toxicity of a widely-used mito-toxic fungicide on honey bees (Apis mellifera). *Environmental Pollution*, 269: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115964

Fontaine, B.; Bergerot, B.; Le Viol, I.; Julliard, R., 2016. Impact of urbanization and gardening practices on common butterfly communities in France. *Ecology and Evolution*, 6 (22): 8174-8180. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.2526

Forbes, V.; Calow, P., 2012. Encyclopedia of Theoretical Ecology. In: Hastings, A.; Gross, L., eds. *Ecotoxicology*. Berkeley: University of California Press, 247-249. http://dx.doi.org/10.1525/9780520951785-047

Fornasiero, D.; Mori, N.; Tirello, P.; Pozzebon, A.; Duso, C.; Tescari, E.; Bradascio, R.; Otto, S., 2017. Effect of spray drift reduction techniques on pests and predatory mites in orchards and vineyards. *Crop Protection*, 98: 283-292. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2017.04.010

Forster, B.; Garcia, M.; Francimari, O.; Rombke, J., 2006. Effects of carbendazim and lambda-cyhalothrin on soil invertebrates and leaf litter decomposition in semi-field and field tests under tropical conditions (Amazonia, Brazil). *European Journal of Soil Biology*, 42: S171-S179. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2006.07.011

Fountain, M.T.; Brown, V.K.; Gange, A.C.; Symondson, W.O.C.; Murray, P.J., 2007. The effects of the insecticide chlorpyrifos on spider and Collembola communities. *Pedobiologia*, 51 (2): 147-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2007.03.001

Fountain, M.T.; Harris, A.L., 2015. Non-target consequences of insecticides used in apple and pear orchards on Forficula auricularia L. (Dermaptera: Forficulidae). *Biological Control*, 91: 27-33. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.07.007

Fountain, M.T.; Medd, N., 2015. Integrating pesticides and predatory mites in soft fruit crops. *Phytoparasitica*, 43 (5): 657-667. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-015-0485-y

Frampton, G.K., 2002. Long-term impacts of an organophosphate-based regime of pesticides on field and field-edge Collembola communities. *Pest Management Science*, 58 (10): 991-1001. http://dx.doi.org/10.1002/ps.580

Frampton, G.K.; Gould, P.J.L.; van den Brink, P.J.; Hendy, E., 2007. Type 'A' and 'B' recovery revisited: The role of field-edge habitats for Collembola and macroarthropod community recovery after insecticide treatment. *Environmental Pollution*, 145 (3): 874-883. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.05.004

Frampton, G.K.; van den Brink, P.J., 2007. Collembola and macroarthropod community responses to carbamate, organophosphate and synthetic pyrethroid insecticides: Direct and indirect effects. *Environmental Pollution*, 147 (1): 14-25. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.08.038

Franke, L.; Elston, C.; Jutte, T.; Klein, O.; Knabe, S.; Luckmann, J.; Roessink, I.; Persigehl, M.; Cornement, M.; Exeler, N.; Giffard, H.; Hodapp, B.; Kimmel, S.; Kullmann, B.; Schneider, C.; Schnurr, A., 2021. Results of 2-Year Ring Testing of a Semifield Study Design to Investigate Potential Impacts of Plant Protection Products on the Solitary Bees Osmia Bicornis and Osmia Cornuta and a Proposal for a Suitable Test Design. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (1): 236-250. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4874

Franklin, E.L.; Raine, N.E., 2019. Moving beyond honeybee-centric pesticide risk assessments to protect all pollinators. *Nature Ecology & Evolution*, 3 (10): 1373-1375. http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0987-y

Frazier, M.T.; Mullin, C.A.; Frazier, J.L.; Ashcraft, S.A.; Leslie, T.W.; Mussen, E.C.; Drummond, F.A., 2015. Assessing Honey Bee (Hymenoptera: Apidae) Foraging Populations and the Potential Impact of Pesticides on Eight US Crops. *Journal of Economic Entomology*, 108 (5): 2141-2152. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tov195

French, K.; Buckley, S., 2008. The effects of the herbicide metsulfuron-methyl on litter invertebrate communities in a coastal dune invaded by Chrysanthemoides monilifera spp. rotundata. *Weed Research*, 48 (3): 266-272. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2007.00616.x

Gabriel, D.; Tscharntke, T., 2007. Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 118 (1-4): 43-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.005

Gagic, V.; Hulthen, A.D.; Marcora, A.; Wang, X.B.; Jones, L.; Schellhorn, N.A., 2019. Biocontrol in insecticide sprayed crops does not benefit from semi-natural habitats and recovers slowly after spraying. *Journal of Applied Ecology*, 56 (9): 2176-2185. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13452

Galle, R.; Happe, A.K.; Baillod, A.B.; Tscharntke, T.; Batary, P., 2019. Landscape configuration, organic management, and within-field position drive functional diversity of spiders and carabids. *Journal of Applied Ecology*, 56 (1): 63-72. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13257

Garcia-Perez, J.A.; Alarcon-Gutierrez, E.; Diaz-Fleischer, F., 2020. Interactive effect of glyphosate-based herbicides and organic soil layer thickness on growth and reproduction of the tropical earthworm Pontoscolex corethrurus (Muller, 1857). *Applied Soil Ecology*, 155: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103648

Garcia-Reyero, N.; Habib, T.; Pirooznia, M.; Gust, K.A.; Gong, P.; Warner, C.; Wilbanks, M.; Perkins, E., 2011. Conserved toxic responses across divergent phylogenetic lineages: a meta-analysis of the neurotoxic effects of RDX among multiple species using toxicogenomics. *Ecotoxicology*, 20 (3): 580-594. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0623-3

Garrido-Jurado, I.; Ruano, F.; Campos, M.; Quesada-Moraga, E., 2011. Effects of soil treatments with entomopathogenic fungi on soil dwelling non-target arthropods at a commercial olive orchard. *Biological Control*, 59 (2): 239-244. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.07.001

Gayer, C.; Berger, J.; Dieterich, M.; Galle, R.; Reidl, K.; Witty, R.; Woodcock, B.; Batary, P., 2021. Flowering fields, organic farming and edge habitats promote diversity of plants and arthropods on arable land. *Journal of Applied Ecology*: 12. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13851

Geiger, F.; Bengtsson, J.; Berendse, F.; Weisser, W.W.; Emmerson, M.; Morales, M.B.; Ceryngier, P.; Liira, J.; Tscharntke, T.; Winqvist, C.; Eggers, S.; Bommarco, R.; Part, T.; Bretagnolle, V.; Plantegenest, M.; Clement, L.W.; Dennis, C.; Palmer, C.; Onate, J.J.; Guerrero, I.; Hawro, V.; Aavik, T.; Thies, C.; Flohre, A.; Hanke, S.; Fischer, C.; Goedhart, P.W.; Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2): 97-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Geldenhuys, M.; Gaigher, R.; Pryke, J.S.; Samways, M.J., 2021. Diverse herbaceous cover crops promote vineyard arthropod diversity across different management regimes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 307: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107222

Giglio, A.; Cavaliere, F.; Giulianini, P.G.; Mazzei, A.; Talarico, F.; Vommaro, M.L.; Brandmayr, P., 2017. Impact of agrochemicals on non-target species: Calathus fuscipes Goeze 1777 (Coleoptera: Carabidae) as model. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142: 522-529. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.056

Gill, R.J.; Raine, N.E., 2014. Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology*, 28 (6): 1459-1471. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12292

Gill, R.J.; Ramos-Rodriguez, O.; Raine, N.E., 2012. Combined pesticide exposure severely affects individual- and colony-level traits in bees. *Nature*, 491 (7422): 105-U119. http://dx.doi.org/10.1038/nature11585

Gillespie, S.; Long, R.; Williams, N., 2015. Indirect Effects of Field Management on Pollination Service and Seed Set in Hybrid Onion Seed Production. *Journal of Economic Entomology*, 108 (6): 2511-2517. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tov225

Girotti, S.; Ghini, S.; Ferri, E.; Bolelli, L.; Colombo, R.; Serra, G.; Porrini, C.; Sangiorgi, S., 2020. Bioindicators and biomonitoring: honeybees and hive products as pollution impact assessment tools for the Mediterranean area. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 5 (3): 16. http://dx.doi.org/10.1007/s41207-020-00204-9

Giuliano, D.; Cardarelli, E.; Bogliani, G., 2018. Grass management intensity affects butterfly and orthopteran diversity on rice field banks. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 267: 147-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.019

Givaudan, N.; Binet, F.; Le Bot, B.; Wiegand, C., 2014. Earthworm tolerance to residual agricultural pesticide contamination: Field and experimental assessment of detoxification capabilities. *Environmental Pollution*, 192: 9-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.05.001

Gkisakis, V.D.; Barberi, P.; Kabourakis, E.M., 2018. Olive canopy arthropods under organic, integrated, and conventional management. The effect of farming practices, climate and landscape. *Agroecology and Sustainable Food Systems*, 42 (8): 843-858. http://dx.doi.org/10.1080/21683565.2018.1469066

Glaeser, R.M.; Schultz, C.B., 2014. Characterizing a contentious management tool: the effects of a grass-specific herbicide on the silvery blue butterfly. *Journal of Insect Conservation*, 18 (6): 1047-1058. http://dx.doi.org/10.1007/s10841-014-9714-9

Goded, S.; Ekroos, J.; Azcarate, J.G.; Guitian, J.A.; Smith, H.G., 2019. Effects of organic farming on plant and butterfly functional diversity in mosaic landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 284: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106600

Goulson, D., 2013. REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 977-987. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Grabau, Z.J.; Mauldin, M.D.; Habteweld, A.; Carter, E.T., 2020. Nematicide efficacy at managing Meloidogyne arenaria and non-target effects on free-living nematodes in peanut production. *Journal of Nematology*, 52: 10. http://dx.doi.org/10.21307/jofnem-2020-028

Graffigna, S.; Marrero, H.J.; Torretta, J.P., 2021. Glyphosate commercial formulation negatively affects the reproductive success of solitary wild bees in a Pampean agroecosystem. *Apidologie*, 52 (1): 272-281. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-020-00816-8

Grassl, J.; Holt, S.; Cremen, N.; Peso, M.; Hahne, D.; Baer, B., 2018. Synergistic effects of pathogen and pesticide exposure on honey bee (Apis mellifera) survival and immunity. *Journal of Invertebrate Pathology*, 159: 78-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2018.10.005

Greenop, A.; Cook, S.M.; Wilby, A.; Pywell, R.F.; Woodcock, B.A., 2020. Invertebrate community structure predicts natural pest control resilience to insecticide exposure. *Journal of Applied Ecology*, 57 (12): 2441-2453. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13752

Griffiths, B.S.; Caul, S.; Thompson, J.; Hackett, C.A.; Cortet, J.; Pernin, C.; Krogh, P.H., 2008. Soil microbial and faunal responses to herbicide tolerant maize and herbicide in two soils. *Plant and Soil*, 308 (1-2): 93-103. http://dx.doi.org/10.1007/s11104-008-9609-1

Grillo, R.; Fraceto, L.F.; Amorim, M.J.B.; Scott-Fordsmand, J.J.; Schoonjans, R.; Chaudhry, Q., 2021. Ecotoxicological and regulatory aspects of environmental sustainability of nanopesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 404: 15. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124148

Gunstone, T.; Cornelisse, T.; Klein, K.; Dubey, A.; Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 21. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847

Gupta, D.; Bhandari, S.; Bhusal, D.R., 2019. Variation of nematode indices under contrasting pest management practices in a tomato growing agro-ecosystem. *Heliyon*, 5 (10): 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.heliyon.2019.e02621

Habel, J.C.; Samways, M.J.; Schmitt, T., 2019. Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28 (6): 1343-1360. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-019-01741-8

Haegerbaeumer, A.; Raschke, R.; Reiff, N.; Traunspurger, W.; Hoss, S., 2019. Comparing the effects of fludioxonil on non-target soil invertebrates using ecotoxicological methods from single-species bioassays to model ecosystems. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 183: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109596

Hahn, M.; Schotthofer, A.; Schmitz, J.; Franke, L.A.; Bruhl, C.A., 2015. The effects of agrochemicals on Lepidoptera, with a focus on moths, and their pollination service in field margin habitats. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 207: 153-162. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.002

Happe, A.K.; Alins, G.; Bluthgen, N.; Boreux, V.; Bosch, J.; Garcia, D.; Hamback, P.A.; Klein, A.M.; Martinez-Sastre, R.; Minarro, M.; Muller, A.K.; Porcel, M.; Rodrigo, A.; Roquer-Beni, L.; Samnegard, U.; Tasin, M.; Mody, K., 2019. Predatory arthropods in apple orchards across Europe: Responses to agricultural management, adjacent habitat, landscape composition and country. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 273: 141-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.12.012

Happe, A.K.; Riesch, F.; Rosch, V.; Galle, R.; Tscharntke, T.; Batary, P., 2018. Small-scale agricultural landscapes and organic management support wild bee communities of cereal field boundaries. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 92-98. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.019

Harbi, A.; Abbes, K.; Sabater-Munoz, B.; Beitia, F.; Chermiti, B., 2017. Residual toxicity of insecticides used in Tunisian citrus orchards on the imported parasitoid Diachasmimorpha longicaudata (Hymenoptera: Braconidae): Implications for IPM program of Ceratitis capitata (Diptera: Tephritidae). *Spanish Journal of Agricultural Research*, 15 (3): 10. http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2017153-10734

Hardman, C.J.; Norris, K.; Nevard, T.D.; Hughes, B.; Potts, S.G., 2016. Delivery of floral resources and pollination services on farmland under three different wildlife-friendly schemes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 220: 142-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.015

Haughton, A.J.; Bell, J.R.; Boatman, N.D.; Wilcox, A., 2001. The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part II. Indirect effects on Lepthyphantes tenuis in field margins. *Pest Management Science*, 57 (11): 1037-1042. http://dx.doi.org/10.1002/ps.389

Henry, M.; Becher, M.A.; Osborne, J.L.; Kennedy, P.J.; Aupinel, P.; Bretagnolle, V.; Brun, F.; Grimm, V.; Horn, J.; Requier, F., 2017. Predictive systems models can help elucidate bee declines driven by multiple combined stressors. *Apidologie*, 48 (3): 328-339. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-016-0476-0

Henry, M.; Beguin, M.; Requier, F.; Rollin, O.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Aptel, J.; Tchamitchian, S.; Decourtye, A., 2012. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science*, 336 (6079): 348-350. http://dx.doi.org/10.1126/science.1215039

Henry, M.; Bertrand, C.; Le Feon, V.; Requier, F.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Bretagnolle, V.; Decourtye, A., 2014. Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent. *Nature Communications*, 5 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5359

Henry, M.; Cerrutti, N.; Aupinel, P.; Decourtye, A.; Gayrard, M.; Odoux, J.F.; Pissard, A.; Ruger, C.; Bretagnolle, V., 2015. Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1819): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2110

Hernandez, R.; Guo, K.; Harris, M.; Liu, T.X., 2011. Effects of selected insecticides on adults of two parasitoid species of Liriomyza trifolii: Ganaspidium nigrimanus (Figitidae) and Neochrysocharis formosa (Eulophidae). *Insect Science*, 18 (5): 512-520. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2010.01391.x

Hines, D.E.; Edwards, S.W.; Conolly, R.B.; Jarabek, A.M., 2018. A Case Study Application of the Aggregate Exposure Pathway (AEP) and Adverse Outcome Pathway (AOP) Frameworks to Facilitate the Integration of Human Health and Ecological End Points for Cumulative Risk Assessment (CRA). *Environmental Science & Technology*, 52 (2): 839-849. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b04940

Hladik, M.L.; Vandever, M.; Smalling, K.L., 2016. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of the Total Environment*, 542: 469-477. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.077

Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Kleijn, D.; Tscharntke, T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44 (1): 41-49. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x

Hooven, L.A.; Chakrabarti, P.; Harper, B.J.; Sagili, R.R.; Harper, S.L., 2019. Potential Risk to Pollinators from Nanotechnology-Based Pesticides. *Molecules*, 24 (24): 21. http://dx.doi.org/10.3390/molecules24244458

Hvezdova, M.; Kosubova, P.; Kosikova, M.; Scherr, K.E.; Simek, Z.; Brodsky, L.; Sudoma, M.; Skulcova, L.; Sanka, M.; Svobodova, M.; Krkoskova, L.; Vasickova, J.; Neuwirthova, N.; Bielska, L.; Hofman, J., 2018. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*, 613: 361-370. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.049

Hyvonen, T.; Salonen, J., 2002. Weed species diversity and community composition in cropping practices at two intensity levels - a six-year experiment. *Plant Ecology*, 159 (1): 73-81. http://dx.doi.org/10.1023/a:1015580722191

Ikonov, A.R.; Vujic, V.D.; Buchs, W.; Prescher, S.; Sivcev, I.M.; Sivcev, L.I.; Gotlin-Culjak, T.; Juran, I.; Tomic, V.T.; Dudic, B.D., 2019. Does Application of Pyrethroid Insecticides Induce Morphological Variations of Oedothorax apicatus Blackwal 1850 (Araneae: Linyphiidae)? *Acta Zoologica Bulgarica*, 71 (4): 557-566.

ISO (International Organisation for Standardization), 2014. Soil Quality: Effects of Pollutants on Earthworms Part 3: Guidance on the Determination of Effects in Field Situations. Geneva ISO. 13 p.

Ito, M.; Itou, K.; Ito, K., 2010. Are carabid beetles suitable biotic indicators of insecticide impact in potato fields? *Applied Entomology and Zoology*, 45 (3): 435-447. http://dx.doi.org/10.1303/aez.2010.435

Iwasaki, J.M.; Hogendoorn, K., 2021. Non-insecticide pesticide impacts on bees: A review of methods and reported outcomes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 314: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107423

Jamar, L.; Magein, H.; Lateur, M.; Aubinet, M.; Culot, M., 2010. Effect of Organic Farming Practices on Five Orchard Soil Bio-Indicators. In: Prange, R.K.; Bishop, S.D., eds. *Organic Fruit Conference*. Leuven 1: Int Soc Horticultural Science (Acta Horticulturae), 129-136.

James, D.G., 2019. A Neonicotinoid Insecticide at a Rate Found in Nectar Reduces Longevity but Not Oogenesis in Monarch Butterflies, Danaus plexippus (L.). (Lepidoptera: Nymphalidae). *Insects*, 10 (9): 10. http://dx.doi.org/10.3390/insects10090276

James, R.R.; McGuire, M.R.; Leland, J.E., 2012. Susceptibility of Adult Alfalfa Leafcutting Bees and Honey Bees to a Microbial Control Agent, Beauveria bassiana. *Southwestern Entomologist*, 37 (1): 13-21. http://dx.doi.org/10.3958/059.037.0102

James, R.R.; Xu, J., 2012. Mechanisms by which pesticides affect insect immunity. *Journal of Invertebrate Pathology*, 109 (2): 175-182. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2011.12.005

Jansch, S.; Frampton, G.K.; Rombke, J.; Van den Brink, P.J.; Scott-Fordsmand, J.J., 2006. Effects of pesticides on soil invertebrates in model ecosystem and field studies: A review and comparison with laboratory toxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (9): 2490-2501. http://dx.doi.org/10.1897/05-439r.1

Jenkins, S.; Hoffmann, A.A.; McColl, S.; Tsitsilas, A.; Umina, P.A., 2013. Synthetic Pesticides in Agro-Ecosystems: Are They as Detrimental to Nontarget Invertebrate Fauna as We Suspect? *Journal of Economic Entomology*, 106 (2): 756-775. http://dx.doi.org/10.1603/ec12088

Jepson, P.C.; Croft, B.C.; Pratt, G.E., 1994. Test systems to determine the ecological risks posed by toxin release from Bacillus-thuringiensis genes in crop plants. *Molecular Ecology*, 3 (1): 81-89. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.1994.tb00049.x

Johnson, R.M.; Dahlgren, L.; Siegfried, B.D.; Ellis, M.D., 2013. Acaricide, Fungicide and Drug Interactions in Honey Bees (Apis mellifera). *Plos One*, 8 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054092

Jørgensen, L.N., 1999. Denmarks action plant for pesticides - status and role of research. *Nordisk Jordbruksforskning*, 81: 197-203.

Joy, V.C.; Pramanik, R.; Sarkar, K., 2005. Biomonitoring insecticide pollution using non-target soil microarthropods. *Journal of Environmental Biology*, 26 (3): 571-577.

Karagounis, C.; Kourdoumbalos, A.K.; Margaritopoulos, J.T.; Nanos, G.D.; Tsitsipis, J.A., 2006. Organic farming-compatible insecticides against the aphid Myzus persicae (Sulzer) in peach orchards. *Journal of Applied Entomology*, 130 (3): 150-154. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2006.01048.x

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kawanobe, M.; Toyota, K.; Fujita, T.; Hatta, D., 2019. Evaluation of Nematicidal Activity of Fluensulfone against Non-Target Free-Living Nematodes under Field Conditions. *Agronomy-Basel*, 9 (12): 16. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy9120853

Kehinde, T.; Wehrden, H.; Samways, M.; Klein, A.M.; Brittain, C., 2018. Organic farming promotes bee abundance in vineyards in Italy but not in South Africa. *Journal of Insect Conservation*, 22 (1): 61-67. http://dx.doi.org/10.1007/s10841-017-0038-4

Kenna, D.; Cooley, H.; Pretelli, I.; Rodrigues, A.R.; Gill, S.D.; Gill, R.J., 2019. Pesticide exposure affects flight dynamics and reduces flight endurance in bumblebees. *Ecology and Evolution*, 9 (10): 5637-5650. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5143

Khans, F.R.; Alhewairini, S.S., 2019. Effects of insecticides on natural population of hymenopterous parasitoids in Alfalfa (Medicago sativa L.) agro-ecosystem. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 56 (4): 1087-1093.

Khoury, D.S.; Barron, A.B.; Myerscough, M.R., 2013. Modelling Food and Population Dynamics in Honey Bee Colonies. *Plos One*, 8 (5): 7. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0059084

Khoury, D.S.; Myerscough, M.R.; Barron, A.B., 2011. A Quantitative Model of Honey Bee Colony Population Dynamics. *Plos One*, 6 (4): 6. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0018491

Klaus, F.; Tscharntke, T.; Bischoff, G.; Grass, I., 2021. Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects - evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, 24 (4): 668-675. http://dx.doi.org/10.1111/ele.13683

Klein, A.M.; Vaissiere, B.E.; Cane, J.H.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S.A.; Kremen, C.; Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 274 (1608): 303-313. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2006.3721

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Kom, I.; Biesmeijer, J.C.; Aguirre-Gutierrez, J., 2019. Risk of potential pesticide use to honeybee and bumblebee survival and distribution: A country-wide analysis for The Netherlands. *Diversity and Distributions*, 25 (11): 1709-1720. http://dx.doi.org/10.1111/ddi.12971

Kopit, A.M.; Pitts-Singer, T.L., 2018. Routes of Pesticide Exposure in Solitary, Cavity-Nesting Bees. *Environmental Entomology*, 47 (3): 499-510. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvy034

Koppenhofer, A.M.; Cowles, R.S.; Cowles, E.A.; Fuzy, E.M.; Kaya, H.K., 2003. Effect of neonicotinoid synergists on entomopathogenic nematode fitness. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 106 (1): 7-18. http://dx.doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00008.x

Korthals, G.W.; Bongers, M.; Fokkema, A.; Dueck, T.A.; Lexmond, T.M., 2000. Joint toxicity of copper and zinc to a terrestrial nematode community in an acid sandy soil. *Ecotoxicology*, 9 (3): 219-228. http://dx.doi.org/10.1023/a:1008950905983

Kovacs-Hostyanszki, A.; Batary, P.; Baldi, A., 2011. Local and landscape effects on bee communities of Hungarian winter cereal fields. *Agricultural and Forest Entomology*, 13 (1): 59-66. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-9563.2010.00498.x

Krewski, D.; Acosta, D.; Andersen, M.; Anderson, H.; Bailar, J.C.; Boekelheide, K.; Brent, R.; Charnley, G.; Cheung, V.G.; Green, S.; Kelsey, K.T.; Kerkvliet, N.I.; Li, A.A.; McCray, L.; Meyer, O.; Patterson, R.D.; Pennie, W.; Scala, R.A.; Solomon, G.M.; Stephens, M.; Yager, J.; Zeise, L.; Staff Comm Toxicity Testing, A., 2010. TOXICITY TESTING IN THE 21ST CENTURY: A VISION AND A STRATEGY. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 13 (2-4): 51-138. http://dx.doi.org/10.1080/10937404.2010.483176

Krimsky, S., 2021. Can Glyphosate-Based Herbicides Contribute to Sustainable Agriculture? *Sustainability*, 13 (4): 15. http://dx.doi.org/10.3390/su13042337

Krupke, C.H.; Hunt, G.J.; Eitzer, B.D.; Andino, G.; Given, K., 2012. Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *Plos One*, 7 (1): 8. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0029268

Krupke, C.H.; Long, E.Y., 2015. Intersections between neonicotinoid seed treatments and honey bees. *Current Opinion in Insect Science*, 10: 8-13. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2015.04.005

Lagerlof, J.; Ayuke, F.; Bejai, S.; Jorge, G.; Lagerqvist, E.; Meijer, J.; Muturi, J.J.; Soderlund, S., 2015. Potential side effects of biocontrol and plant-growth promoting Bacillus amyloliquefaciens bacteria on earthworms. *Applied Soil Ecology*, 96: 159-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.014

Langhof, M.; Gathmann, A.; Poehling, H.M.; Meyhofer, R., 2003. Impact of insecticide drift on aphids and their parasitoids: residual toxicity, persistence and recolonisation. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 94 (3): 265-274. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00040-3

Larras, F.; S., C.; A., C.; C., P.; M., L.G.; L., M.; Beaudouin, R., in press. A critical review of modelling approaches for ecological risk assessment of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*.

Larson, J.L.; Dale, A.; Held, D.; McGraw, B.; Richmond, D.S.; Wickings, K.; Williamson, R.C., 2017. Optimizing Pest Management Practices to Conserve Pollinators in Turf Landscapes: Current Practices and Future Research Needs. *Journal of Integrated Pest Management*, 8 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1093/jipm/pmx012

Larson, J.L.; Redmond, C.T.; Potter, D.A., 2012. Comparative impact of an anthranilic diamide and other insecticidal chemistries on beneficial invertebrates and ecosystem services in turfgrass. *Pest Management Science*, 68 (5): 740-748. http://dx.doi.org/10.1002/ps.2321

Larson, J.L.; Redmond, C.T.; Potter, D.A., 2013. Assessing Insecticide Hazard to Bumble Bees Foraging on Flowering Weeds in Treated Lawns. *Plos One*, 8 (6): 7. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0066375

Laycock, I.; Lenthall, K.M.; Barratt, A.T.; Cresswell, J.E., 2012. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid pesticide, on reproduction in worker bumble bees (Bombus terrestris). *Ecotoxicology*, 21 (7): 1937-1945. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0927-y

Le Navenant, A.; Brouchoud, C.; Capowiez, Y.; Rault, M.; Suchail, S., 2021. How lasting are the effects of pesticides on earwigs? A study based on energy metabolism, body weight and morphometry in two generations of Forficula auricularia from apple orchards. *Science of the Total Environment*, 758: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143604

Lee, J.C.; Menalled, F.B.; Landis, D.A., 2001. Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 38 (2): 472-483. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00602.x

Lemanski, K.; Scheu, S., 2015. The influence of fertilizer addition, cutting frequency and herbicide application on soil organisms in grassland. *Biology and Fertility of Soils*, 51 (2): 197-205. http://dx.doi.org/10.1007/s00374-014-0963-2

Lichtenberg, E.M.; Kennedy, C.M.; Kremen, C.; Batary, P.; Berendse, F.; Bommarco, R.; Bosque-Perez, N.A.; Carvalheiro, L.G.; Snyder, W.E.; Williams, N.M.; Winfree, R.; Klatt, B.K.; Astrom, S.; Benjamin, F.; Brittain, C.; Chaplin-Kramer, R.; Clough, Y.; Danforth, B.; Diekotter, T.; Eigenbrode, S.D.; Ekroos, J.; Elle, E.; Freitas, B.M.; Fukuda, Y.; Gaines-Day, H.R.; Grab, H.; Gratton, C.; Holzschuh, A.; Isaacs, R.; Isaia, M.; Jha, S.; Jonason, D.; Jones, V.P.; Klein, A.M.; Krauss, J.; Letourneau, D.K.; Macfadyen, S.; Mallinger, R.E.; Martin, E.A.; Martinez, E.; Memmott, J.; Morandin, L.; Neame, L.; Otieno, M.; Park, M.G.; Pfiffner, L.; Pocock, M.J.O.; Ponce, C.; Potts, S.G.; Poveda, K.; Ramos, M.; Rosenheim, J.A.; Rundlof, M.; Sardinas, H.; Saunders, M.E.; Schon, N.L.; Sciligo, A.R.; Sidhu, C.S.; Steffan-Dewenter, I.; Tscharntke, T.; Vesely, M.; Weisser, W.W.; Wilson, J.K.; Crowder, D.W., 2017. A global synthesis of the effects of diversified farming systems on arthropod diversity within fields and across agricultural landscapes. *Global Change Biology*, 23 (11): 4946-4957. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13714

Lin, C.H.; Sponsler, D.B.; Richardson, R.T.; Watters, H.D.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M.; Minucci, J.M.; Lee, E.H.; Purucker, S.T.; Johnson, R.M., 2021. Honey Bees and Neonicotinoid-Treated Corn Seed: Contamination, Exposure, and Effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (4): 1212-1221. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4957

Lindsay, E.A.; French, K., 2004. The impact of the herbicide glyphosate on leaf litter invertebrates within Bitou bush, Chrysanthemoides monilifera ssp rotundata, infestations. *Pest Management Science*, 60 (12): 1205-1212. http://dx.doi.org/10.1002/ps.944

Lins, V.S.; Santos, H.; Goncalves, M.C., 2007. The effect of the glyphosate, 2,4-D, atrazine e nicosulfuron herbicides upon the edaphic collembola (Arthropoda : Ellipura) in a no tillage system. *Neotropical Entomology*, 36 (2): 261-267. http://dx.doi.org/10.1590/s1519-566x2007000200013

Liu, T.X.; Irungu, R.W.; Dean, D.A.; Harris, M.K., 2013. Impacts of spinosad and lambda-cyhalothrin on spider communities in cabbage fields in south Texas. *Ecotoxicology*, 22 (3): 528-537. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1045-1

Liu, W.; Zhang, J.L.; Norris, S.L.; Murray, P.J., 2016. Impact of Grassland Reseeding, Herbicide Spraying and Ploughing on Diversity and Abundance of Soil Arthropods. *Frontiers in Plant Science*, 7: 9. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2016.01200

Lu, Y.H.; Wu, K.M.; Jiang, Y.Y.; Guo, Y.Y.; Desneux, N., 2012. Widespread adoption of Bt cotton and insecticide decrease promotes biocontrol services. *Nature*, 487 (7407): 362-365. http://dx.doi.org/10.1038/nature11153

Lundgren, J.G.; Hesler, L.S.; Clay, S.A.; Fausti, S.F., 2013. Insect communities in soybeans of eastern South Dakota: The effects of vegetation management and pesticides on soybean aphids, bean leaf beetles, and their natural enemies. *Crop Protection*, 43: 104-118. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2012.08.005

Lundin, O.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Fries, I.; Bommarco, R., 2015. Neonicotinoid Insecticides and Their Impacts on Bees: A Systematic Review of Research Approaches and Identification of Knowledge Gaps. *Plos One*, 10 (8): e0136928. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0136928

Ma, W.C.W., 2005. Critical body residues (CBRs) for ecotoxicological soil quality assessment: copper in earthworms. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (3): 561-568. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.002

Maboeta, M.S.; Reinecke, S.A.; Reinecke, A.J., 2003. Linking lysosomal biomarker and population responses in a field population of Aporrectodea caliginosa (Oligochaeta) exposed to the fungicide copper oxychloride. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 56 (3): 411-418. http://dx.doi.org/10.1016/s0147-6513(02)00087-8

Macfadyen, S.; Gibson, R.; Raso, L.; Sint, D.; Traugott, M.; Memmott, J., 2009. Parasitoid control of aphids in organic and conventional farming systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 133 (1-2): 14-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.012

Macfadyen, S.; Gibson, R.H.; Symondson, W.O.C.; Memmott, J., 2011. Landscape structure influences modularity patterns in farm food webs: consequences for pest control. *Ecological Applications*, 21 (2): 516-524. http://dx.doi.org/10.1890/09-2111.1

Macfadyen, S.; Zalucki, M.P., 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean Glycine max using a replicated small-plot field experiment. *Insect Science*, 19 (1): 112-120. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2011.01410.x

Macri, I.N.; Vazquez, D.E.; Pagano, E.A.; Zavala, J.A.; Farina, W.M., 2021. Evaluating the Impact of Post-Emergence Weed Control in Honeybee Colonies Located in Different Agricultural Surroundings. *Insects*, 12 (2): 18. http://dx.doi.org/10.3390/insects12020163

Maderthaner, M.; Weber, M.; Takacs, E.; Mortl, M.; Leisch, F.; Roembke, J.; Querner, P.; Walcher, R.; Gruber, E.; Szekacs, A.; Zaller, J.G., 2020. Commercial glyphosate-based herbicides effects on springtails (Collembola) differ from those of their respective active ingredients and vary with soil organic matter content. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (14): 17280-17289. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-08213-5

Main, A.R.; Webb, E.B.; Goyne, K.W.; Mengel, D., 2020. Reduced species richness of native bees in field margins associated with neonicotinoid concentrations in non-target soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 287: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106693

Malagnoux, L.; Capowiez, Y.; Rault, M., 2015a. Impact of insecticide exposure on the predation activity of the European earwig Forficula auricularia. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18): 14116-14126. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4520-9

Malagnoux, L.; Marliac, G.; Simon, S.; Rault, M.; Capowiez, Y., 2015b. Management strategies in apple orchards influence earwig community. *Chemosphere*, 124: 156-162. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.024

Malamura, D.; Biligetu, B.; Prager, S.M., 2021. Assessing chemical control options and their effects on the lesser clover leaf weevil (Hypera nigrirostris) and red clover pollinators in Western Canada. *Crop Protection*, 139: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105375

Mallinger, R.E.; Werts, P.; Gratton, C., 2015. Pesticide use within a pollinator-dependent crop has negative effects on the abundance and species richness of sweat bees, Lasioglossum spp., and on bumble bee colony growth. *Journal of Insect Conservation*, 19 (5): 999-1010. http://dx.doi.org/10.1007/s10841-015-9816-z

Mansoor, M.M.; Shad, S.A., 2020. Genetics, cross-resistance and realized heritability of resistance to acetamiprid in generalist predator, Chrysoperla carnea (Steph.) (Neuroptera: Chrysopidae). *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 30 (1): 8. http://dx.doi.org/10.1186/s41938-020-0213-x

Maraldo, K.; Christensen, B.; Strandberg, B.; Holmstrup, M., 2006. Effects of copper on enchytraeids in the field under differing soil moisture regimes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (2): 604-612. http://dx.doi.org/10.1897/05-076r.1

Marko, V.; Bogya, S.; Kondorosy, E.; Blommers, L.H.M., 2010. Side effects of kaolin particle films on apple orchard bug, beetle and spider communities. *International Journal of Pest Management*, 56 (3): 189-199. http://dx.doi.org/10.1080/09670870903324206

Marko, V.; Elek, Z.; Kovacs-Hostyanszki, A.; Korosi, A.; Somay, L.; Foldesi, R.; Varga, A.; Ivan, A.; Baldi, A., 2017. Landscapes, orchards, pesticides-Abundance of beetles (Coleoptera) in apple orchards along pesticide toxicity and landscape complexity gradients. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 247: 246-254. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.038

Marko, V.; Keresztes, B.; Fountain, M.T.; Cross, J.V., 2009. Prey availability, pesticides and the abundance of orchard spider communities. *Biological Control*, 48 (2): 115-124. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.10.002

Marliac, G.; Mazzia, C.; Pasquet, A.; Cornic, J.F.; Hedde, M.; Capowiez, Y., 2016. Management diversity within organic production influences epigeal spider communities in apple orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 73-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.026

Marliac, G.; Penvern, S.; Barbier, J.M.; Lescourret, F.; Capowiez, Y., 2015. Impact of crop protection strategies on natural enemies in organic apple production. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 803-813. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-015-0282-5

Marshall, S.; Orr, D.; Bradley, L.; Moorman, C., 2015. A Review of Organic Lawn Care Practices and Policies in North America and the Implications of Lawn Plant Diversity and Insect Pest Management. *Horttechnology*, 25 (4): 437-446. http://dx.doi.org/10.21273/horttech.25.4.437

Martinez-Nunez, C.; Manzaneda, A.J.; Lendinez, S.; Perez, A.J.; Ruiz-Valenzuela, L.; Rey, P.J., 2019. Interacting effects of landscape and management on plant-solitary bee networks in olive orchards. *Functional Ecology*, 33 (12): 2316-2326. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.13465

Martinez, J.G.; Paran, G.P.; Rizon, R.; De Meester, N.; Moens, T., 2016. Copper effects on soil nematodes and their possible impact on leaf litter decomposition: A microcosm approach. *European Journal of Soil Biology*, 73: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.004

Marwitz, A.; Ladewig, E.; Marlander, B., 2012. Impact of herbicide application intensity in relation to environment and tillage on earthworm population in sugar beet in Germany. *European Journal of Agronomy*, 39: 25-34. http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2012.01.005

Masoni, A.; Frizzi, F.; Bruhl, C.; Zocchi, N.; Palchetti, E.; Chelazzi, G.; Santini, G., 2017. Management matters: A comparison of ant assemblages in organic and conventional vineyards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246: 175-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.05.036

Mates, S.G.; Perfecto, I.; Badgley, C., 2012. Parasitoid wasp diversity in apple orchards along a pest-management gradient. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 156: 82-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.016

Matlock, R.B.; de la Cruz, R., 2002. An inventory of parasitic Hymenoptera in banana plantations under two pesticide regimes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 147-164. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(02)00002-6

Mazzia, C.; Pasquet, A.; Caro, G.; Thenard, J.; Cornic, J.F.; Hedde, M.; Capowiez, Y., 2015. The impact of management strategies in apple orchards on the structural and functional diversity of epigeal spiders. *Ecotoxicology*, 24 (3): 616-625. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1409-1

Mazzoncini, M.; Canali, S.; Giovannetti, M.; Castagnoli, M.; Tittarelli, F.; Antichi, D.; Nannelli, R.; Cristani, C.; Barberi, P., 2010. Comparison of organic and conventional stockless arable systems: A multidisciplinary approach to soil quality evaluation. *Applied Soil Ecology*, 44 (2): 124-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2009.11.001

McDougall, R.; DiPaola, A.; Blaauw, B.; Nielsen, A.L., 2021. Managing orchard groundcover to reduce pollinator foraging post-bloom. *Pest Management Science*, 77 (7): 3554-3560. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6409

McKerchar, M.; Potts, S.G.; Fountain, M.T.; Garratt, M.P.D.; Westbury, D.B., 2020. The potential for wildflower interventions to enhance natural enemies and pollinators in commercial apple orchards is limited by other management practices. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107034

Meissle, M.; Lang, A., 2005. Comparing methods to evaluate the effects of Bt maize and insecticide on spider assemblages. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 107 (4): 359-370. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.12.007

Merivee, E.; Tooming, E.; Must, A.; Sibul, I.; Williams, I.H., 2015. Low doses of the common alpha-cypermethrin insecticide affect behavioural thermoregulation of the non-targeted beneficial carabid beetle Platynus assimilis (Coleoptera: Carabidae). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 286-294. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.013

Meunier, J.; Dufour, J.; Van Meyel, S.; Rault, M.; Lecureuil, C., 2020. Sublethal exposure to deltamethrin impairs maternal egg care in the European earwig Forficula auricularia. *Chemosphere*, 258: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127383

Michalko, R.; Kosulic, O., 2020. The management type used in plum orchards alters the functional community structure of arthropod predators. *International Journal of Pest Management*, 66 (2): 173-181. http://dx.doi.org/10.1080/09670874.2019.1601292

Mineau, P.; Harding, K.M.; Whiteside, M.; Fletcher, M.R.; Garthwaite, D.; Knopper, L.D., 2008. Using reports of bee mortality in the field to calibrate laboratory-derived pesticide risk indices. *Environmental Entomology*, 37 (2): 546-554. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x(2008)37[546:urobmi]2.0.co;2

Mitchell, R., 2013. Soil Ecology and Ecosystem Services. *European Journal of Soil Science*, 64 (4): 546-546. http://dx.doi.org/10.1111/ejss.12039

Monchanin, C.; Henry, M.; Decourtye, A.; Dalmon, A.; Fortini, D.; Boeuf, E.; Dubuisson, L.; Aupinel, P.; Chevallereau, C.; Petit, J.; Fourrier, J., 2019. Hazard of a neonicotinoid insecticide on the homing flight of the honeybee depends on climatic conditions and Varroa infestation. *Chemosphere*, 224: 360-368. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.129

More, S.; Mortensen, A.; Ricci, A.; Silano, V.; Knutsen, K.H.; Rychen, G.; Naegeli, H.; Turck, D.; Jeger, M.J.; Ockleford, C.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Noteborn, H.; Schlatter, J.R.; Solecki, R.; Efsa Scientific Committee, 2016. Recovery in environmental risk assessments at EFSA. *Efsa Journal*, 14 (2): 4313–4398. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4313

Morgan, E.; Knacker, T., 1994. The role of laboratory terrestrial model-ecosystems in the testing of potentially harmful substances. Ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 3 (4): 213-233. http://dx.doi.org/10.1007/bf00117989

Motta, E.V.S.; Mak, M.; De Jong, T.K.; Powell, J.E.; O'Donnell, A.; Suhr, K.J.; Riddington, I.M.; Moran, N.A., 2020. Oral or Topical Exposure to Glyphosate in Herbicide Formulation Impacts the Gut Microbiota and Survival Rates of Honey Bees. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (18): 21. http://dx.doi.org/10.1128/aem.01150-20

Mule, R.; Sabella, G.; Robba, L.; Manachini, B., 2017. Systematic Review of the Effects of Chemical Insecticides on Four Common Butterfly Families. *Frontiers in Environmental Science*, 5: 5. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00032

Muller, C., 2018. Impacts of sublethal insecticide exposure on insects - Facts and knowledge gaps. *Basic and Applied Ecology*, 30: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2018.05.001

Muratet, A.; Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045

Nair, M.G.; Seenivasan, N.; Liu, Y.B.; Feick, R.M.; Maung, Z.T.Z.; Melakeberhan, H., 2015. Leaf constituents of Curcuma spp. suppress Meloidogyne hapla and increase bacterial-feeding nematodes. *Nematology*, 17: 353-361. http://dx.doi.org/10.1163/15685411-00002872

Naranjo, S.E., 2001. Conservation and evaluation of natural enemies in IPM systems for Bemisia tabaci. *Crop Protection*, 20 (9): 835-852. http://dx.doi.org/10.1016/s0261-2194(01)00115-6

Nash, M.A.; Thomson, L.J.; Hoffmann, A.A., 2008. Effect of remnant vegetation, pesticides, and farm management on abundance of the beneficial predator Notonomus gravis (Chaudoir) (Coleoptera : Carabidae). *Biological Control*, 46 (2): 83-93. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.03.018

Nikolova, I.; Georgieva, N.; Tahsin, N., 2015. Toxicity of neem and pyrethrum products applied alone and in combination with different organic products to some predators and their population density. *Romanian Agricultural Research*, 32: 291-301.

Nogrado, K.; Lee, S.; Chon, K.; Lee, J.H., 2019. Effect of transient exposure to carbaryl wettable powder on the gut microbial community of honey bees. *Applied Biological Chemistry*, 62: 8. http://dx.doi.org/10.1186/s13765-019-0415-7

Ntalli, N.; Adamski, Z.; Doula, M.; Monokrousos, N., 2020. Nematicidal Amendments and Soil Remediation. *Plants-Basel*, 9 (4): 20. http://dx.doi.org/10.3390/plants9040429

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Craig, P.; de Jong, F.; Manachini, B.; Sousa, P.; Swarowsky, K.; Auteri, D.; Arena, M.; Rob, S.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2017. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for in-soil organisms. *Efsa Journal*, 15 (2): 225 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4690

Ollerton, J.; Winfree, R.; Tarrant, S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, 120 (3): 321-326. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2010.18644.x

Ostman, O.; Ekbom, B.; Bengtsson, J., 2001. Landscape heterogeneity and farming practice influence biological control. *Basic and Applied Ecology*, 2 (4): 365-371. http://dx.doi.org/10.1078/1439-1791-00072

Otto, S.; Mori, N.; Fornasiero, D.; Veres, A.; Tirello, P.; Pozzebon, A.; Duso, C.; Zanin, G., 2013. Insecticide drift and its effect on Kampimodromus aberrans (Oudemans) in an Italian vineyard-hedgerow system. *Biosystems Engineering*, 116 (4): 447-456. http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2013.10.007

Paoletti, M.G.; Sommaggio, D.; Favretto, M.R.; Petruzzelli, G.; Pezzarossa, B.; Barbafieri, M., 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology*, 10 (1-2): 137-150. http://dx.doi.org/10.1016/s0929-1393(98)00036-5

Pardo, A.; Lopes, D.H.; Fierro, N.; Borges, P.A.V., 2020. Limited Effect of Management on Apple Pollination: A Case Study from an Oceanic Island. *Insects*, 11 (6): 14. http://dx.doi.org/10.3390/insects11060351

Parfitt, R.L.; Yeates, G.W.; Ross, D.J.; Schon, N.L.; Mackay, A.D.; Wardle, D.A., 2010. Effect of fertilizer, herbicide and grazing management of pastures on plant and soil communities. *Applied Soil Ecology*, 45 (3): 175-186. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.03.010

Paris, L.; Peghaire, E.; Mone, A.; Diogon, M.; Debroas, D.; Delbac, F.; El Alaoui, H., 2020. Honeybee gut microbiota dysbiosis in pesticide/parasite co-exposures is mainly induced by Nosema ceranae. *Journal of Invertebrate Pathology*, 172: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2020.107348

Park, M.G.; Blitzer, E.J.; Gibbs, J.; Losey, J.E.; Danforth, B.N., 2015. Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1809): 9. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0299

Pearsons, K.A.; Tooker, J.F., 2021. Preventive insecticide use affects arthropod decomposers and decomposition in field crops. *Applied Soil Ecology*, 157: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103757

Peck, D.C., 2009. Long-term effects of imidacloprid on the abundance of surface- and soil-active nontarget fauna in turf. *Agricultural and Forest Entomology*, 11 (4): 405-419. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-9563.2009.00454.x

Pekar, S., 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science*, 68 (11): 1438-1446. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3397

Pekar, S.; Benes, J., 2008. Aged pesticide residues are detrimental to agrobiont spiders (Araneae). *Journal of Applied Entomology*, 132 (8): 614-622. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2008.01294.x

Pekar, S.; Kocourek, F., 2004. Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128 (8): 561-566. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2004.00884.x

Pekin, B.K., 2013. Effect of Widespread Agricultural Chemical Use on Butterfly Diversity across Turkish Provinces. *Conservation Biology*, 27 (6): 1439-1448. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12103

Pelosi, C.; Barot, S.; Capowiez, Y.; Hedde, M.; Vandenbulcke, F., 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 199-228. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pelosi, C.; Bertrand, M.; Roger-Estrade, J., 2009. Earthworm community in conventional, organic and direct seeding with living mulch cropping systems. *Agronomy for Sustainable Development*, 29 (2): 287-295. http://dx.doi.org/10.1051/agro/2008069

Pelosi, C.; Bertrand, M.; Thenard, J.; Mougin, C., 2015. Earthworms in a 15 years agricultural trial. *Applied Soil Ecology*, 88: 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.12.004

Pelosi, C.; Joimel, S.; Makowski, D., 2013. Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests - A meta-analysis. *Chemosphere*, 90 (3): 895-900. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.034

Pelosi, C.; Rombke, J., 2018. Enchytraeids as bioindicators of land use and management. *Applied Soil Ecology*, 123: 775-779. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.05.014

Pen-Mouratov, S.; Steinberger, Y., 2005. Responses of nematode community structure to pesticide treatments in an arid ecosystem of the Negev Desert. *Nematology*, 7: 179-191. http://dx.doi.org/10.1163/1568541054879476

Penn, H.J.; Dale, A.M., 2017. Imidacloprid seed treatments affect individual ant behavior and community structure but not egg predation, pest abundance or soybean yield. *Pest Management Science*, 73 (8): 1625-1632. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4499

Pennington, T.; Reiff, J.M.; Theiss, K.; Entling, M.H.; Hoffmann, C., 2018. Reduced fungicide applications improve insect pest control in grapevine. *Biocontrol*, 63 (5): 687-695. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-018-9896-2

Penvern, S.; Bellon, S.; Fauriel, J.; Sauphanor, B., 2010. Peach orchard protection strategies and aphid communities: Towards an integrated agroecosystem approach. *Crop Protection*, 29 (10): 1148-1156. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2010.06.010

Pereira, J.L.; Picanco, M.C.; da Silva, A.A.; de Barros, E.C.; da Silva, R.S.; Galdino, T.V.D.; Marinho, C.G.S., 2010. Ants as Environmental Impact Bioindicators From Insecticide Application on Corn. *Sociobiology*, 55 (1): 153-164.

Pettis, J.S.; Lichtenberg, E.M.; Andree, M.; Stitzinger, J.; Rose, R.; Vanengelsdorp, D., 2013. Crop Pollination Exposes Honey Bees to Pesticides Which Alters Their Susceptibility to the Gut Pathogen Nosema ceranae. *Plos One*, 8 (7): 9. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0070182

Pey, B.; Laporte, M.A.; Nahmani, J.; Auclerc, A.; Capowiez, Y.; Caro, G.; Cluzeau, D.; Cortet, J.; Decaens, T.; Dubs, F.; Joimel, S.; Guernion, M.; Briard, C.; Grumiaux, F.; Laporte, B.; Pasquet, A.; Pelosi, C.; Pernin, C.; Ponge, J.F.; Salmon, S.; Santorufo, L.; Hedde, M., 2014. A Thesaurus for Soil Invertebrate Trait-Based Approaches. *Plos One*, 9 (10): 5. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0108985

Pitts-Singer, T.L.; Barbour, J.D., 2017. Effects of residual novaluron on reproduction in alfalfa leafcutting bees, Megachile rotundata F. (Megachilidae). *Pest Management Science*, 73 (1): 153-159. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4356

Pleasants, J.M.; Oberhauser, K.S., 2013. Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6 (2): 135-144. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00196.x

Ponce, C.; Bravo, C.; Garcia de Leon, D.; Magana, M.; Alonso, J.C., 2011. Effects of organic farming on plant and arthropod communities: A case study in Mediterranean dryland cereal. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (1-2): 193-201. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.030

Popovici, I.; Stan, G.; Stefan, V.; Tomescu, R.; Dumea, A.; Tarta, A.; Dan, F., 1977. The influence of atrazine on soil fauna. *Pedobiologia*, 17 (3): 209-215.

Porcel, M.; Andersson, G.K.S.; Palsson, J.; Tasin, M., 2018. Organic management in apple orchards: Higher impacts on biological control than on pollination. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6): 2779-2789. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13247

Porrini, C.; Caprio, E.; Tesoriero, D.; Di Prisco, G., 2014. Using honey bee as bioindicator of chemicals in Campanian agroecosystems (South Italy). *Bulletin of Insectology*, 67 (1): 137-146.

Potts, S.; Biesmeijer, K.; Bommarco, R.; Breeze, T.; Carvalheiro, L.; Franzén, M.; González-Varo, J.P.; Holzschuh, A.; Kllein, A.; Kunin, B., 2015. *Status and trends of European pollinators. Key findings of the STEP project*. Sofia: Pensoft Publishers, (9546427624), 72 p. https://www.researchgate.net/publication/272019008_Status_and_trends_of_European_pollinators_Key_findings_of_the_STEP_project.

Potts, S.G.; Biesmeijer, J.C.; Kremen, C.; Neumann, P.; Schweiger, O.; Kunin, W.E., 2010. Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology & Evolution*, 25 (6): 345-353. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2010.01.007

Power, E.F.; Jackson, Z.; Stout, J.C., 2016. Organic farming and landscape factors affect abundance and richness of hoverflies (Diptera, Syrphidae) in grasslands. *Insect Conservation and Diversity*, 9 (3): 244-253. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12163

Pozzebon, A.; Borgo, M.; Duso, C., 2010. The effects of fungicides on non-target mites can be mediated by plant pathogens. *Chemosphere*, 79 (1): 8-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.064

Prosser, R.S.; Anderson, J.C.; Hanson, M.L.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2016. Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: A critical review of the literature. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 59-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.009

Puig-Montserrat, X.; Stefanescu, C.; Torre, I.; Palet, J.; Fabregas, E.; Dantart, J.; Arrizabalaga, A.; Flaquer, C., 2017. Effects of organic and conventional crop management on vineyard biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 243: 19-26. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.005

Purtauf, T.; Roschewitz, I.; Dauber, J.; Thies, C.; Tscharntke, T.; Wolters, V., 2005. Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108 (2): 165-174. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.005

Quesada, C.R.; Sadof, C.S., 2019. Field evaluation of insecticides and application timing on natural enemies of selected armored and soft scales. *Biological Control*, 133: 81-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.03.013

Quesada, C.R.; Sadof, C.S., 2020. Residual toxicity of insecticides to Chrysoperla rufilabris and Rhyzobius lophanthae predators as biocontrol agents of pine needle scale. *Crop Protection*, 130: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105044

Rana, N.; Rana, S.A.; Khan, H.A.; Sohail, A., 2010. Assessment of handicaps owing to high input (hip) farming on the soil macro-invertebrates diversity in sugarcane field. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 47 (3): 271-278.

Rauch, H.; Steinwender, B.M.; Mayerhofer, J.; Sigsgaard, L.; Eilenberg, J.; Enkerli, J.; Zelger, R.; Strasser, H., 2017. Field efficacy of Heterorhabditis bacteriophora (Nematoda: Heterorhabditidae), Metarhizium brunneum (Hypocreales: Clavicipitaceae), and chemical insecticide combinations for Diabrotica virgifera virgifera larval management. *Biological Control*, 107: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.01.007

Rebecchi, L.; Sabatini, M.A.; Cappi, C.; Grazioso, P.; Vicari, A.; Dinelli, G.; Bertolani, R., 2000. Effects of a sulfonylurea herbicide on soil microarthropods. *Biology and Fertility of Soils*, 30 (4): 312-317. http://dx.doi.org/10.1007/s003740050009

Reed, M.; Alvarez, T.; Chelinho, S.; Forbes, V.; Johnston, A.; Meli, M.; Voss, F.; Pastorok, R., 2016. A Risk Assessment Example for Soil Invertebrates Using Spatially Explicit Agent-Based Models. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 58-66. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1713

Regan, K.; Ordosch, D.; Glover, K.D.; Tilmon, K.J.; Szczepaniec, A., 2017. Effects of a pyrethroid and two neonicotinoid insecticides on population dynamics of key pests of soybean and abundance of their natural enemies. *Crop Protection*, 98: 24-32. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2017.03.004

Reinecke, S.A.; Reinecke, A.J., 2007. The impact of organophosphate pesticides in orchards on earthworms in the Western Cape, South Africa. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (2): 244-251. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.006

Resende-Silva, G.A.; Turchen, L.M.; Guedes, R.N.C.; Cutler, G.C., 2019. Imidacloprid Soil Drenches Affect Weight and Functional Response of Spined Soldier Bug (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of Economic Entomology*, 112 (2): 558-564. http://dx.doi.org/10.1093/jee/toy401

Richardson, L.; Bang, J.S.; Budreski, K.; Dunne, J.; Winchell, M.; Brain, R.A.; Feken, M., 2019. A Probabilistic Co-Occurrence Approach for Estimating Likelihood of Spatial Overlap Between Listed Species Distribution and Pesticide Use Patterns. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (6): 936-947. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4191

Rieff, G.G.; Natal-da-Luz, T.; Renaud, M.; Azevedo-Pereira, H.; Chichorro, F.; Schmelz, R.M.; de Sa, E.L.S.; Sousa, J.P., 2020. Impact of no-tillage versus conventional maize plantation on soil mesofauna with and without the use of a lambda-cyhalothrin based insecticide: A terrestrial model ecosystem experiment. *Applied Soil Ecology*, 147: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.103381

Rochefort, S.; Shetlar, D.J.; Brodeur, J., 2013. Impact of four turf management regimes on arthropod abundance in lawns. *Pest Management Science*, 69 (1): 54-65. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3361

Rodriguez, E.; Pena, A.; Raya, A.J.S.; Campos, M., 2003. Evaluation of the effect on arthropod populations by using deltamethrin to control Phloeotribus scarabaeoides Bern. (Coleoptera : Scolytidae) in olive orchards. *Chemosphere*, 52 (1): 127-134. http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00184-x

Rogers, M.A.; Krischik, V.A.; Martin, L.A., 2007. Effect of soil application of imidacloprid on survival of adult green lacewing, Chrysoperla carnea (Neuroptera : Chrysopidae), used for biological control in greenhouse. *Biological Control*, 42 (2): 172-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.05.006

Rolke, D.; Fuchs, S.; Grunewald, B.; Gao, Z.L.; Blenau, W., 2016. Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed oilseed rape seeds on pollinating insects in Northern Germany: effects on honey bees (Apis mellifera). *Ecotoxicology*, 25 (9): 1648-1665. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1725-8

Römbke, J.; Knacker, T.; Förster, B.; Marcinkowski, A., 1994. Comparison of effects of two pesticides on soil organisms in laboratory tests, microcosms and in the field. In: Donker, M.H.; Eijsackers, H.; Heimbach, F., eds. *Ecotoxicology of Soil Pollution*. Chelsea: Lewis, 229-240.

Rombke, J.; Schmelz, R.M.; Pelosi, C., 2017. Effects of Organic Pesticides on Enchytraeids (Oligochaeta) in Agroecosystems: Laboratory and Higher-Tier Tests. *Frontiers in Environmental Science*, 5: 23. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00020

Rosas-Ramos, N.; Banos-Picon, L.; Tormos, J.; Asis, J.D., 2020. Natural enemies and pollinators in traditional cherry orchards: Functionally important taxa respond differently to farming system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 295: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106920

Roschewitz, I.; Hucker, M.; Tscharntke, T.; Thies, C., 2005. The influence of landscape context and farming practices on parasitism of cereal aphids. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 108 (3): 218-227. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.005

Roubos, C.R.; Rodriguez-Saona, C.; Isaacs, R., 2014. Mitigating the effects of insecticides on arthropod biological control at field and landscape scales. *Biological Control*, 75: 28-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.01.006

Roy, H.E.; Cottrell, T.E., 2008. Forgotten natural enemies: Interactions between coccinetlids and insect-parasitic fungi. *European Journal of Entomology*, 105 (3): 391-398. http://dx.doi.org/10.14411/eje.2008.049

Roy, L.; Bouvier, J.C.; Lavigne, C.; Gales, M.; Buronfosse, T., 2013. Impact of pest control strategies on the arthropodofauna living in bird nests built in nestboxes in pear and apple orchards. *Bulletin of Entomological Research*, 103 (4): 458-465. http://dx.doi.org/10.1017/s0007485313000047

Royaute, R.; Buddle, C.M.; Vincent, C., 2014. Interpopulation Variations in Behavioral Syndromes of a Jumping Spider from Insecticide-Treated and Insecticide-Free Orchards. *Ethology*, 120 (2): 127-139. http://dx.doi.org/10.1111/eth.12185

Ruano, F.; Lozano, C.; Garcia, P.; Pena, A.; Tinaut, A.; Pascual, F.; Campos, M., 2004. Use of arthropods for the evaluation of the olive-orchard management regimes. *Agricultural and Forest Entomology*, 6 (2): 111-120. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-9555.2004.00210.x

Ruess, L.; Schmidt, I.K.; Michelsen, A.; Jonasson, S., 2002. Responses of nematode species composition to factorial addition of carbon, fertiliser, bactericide and fungicide at two sub-arctic sites. *Nematology*, 4: 527-539. http://dx.doi.org/10.1163/156854102760290509

Rundlof, M.; Andersson, G.K.S.; Bommarco, R.; Fries, I.; Hederstrom, V.; Herbertsson, L.; Jonsson, O.; Klatt, B.K.; Pedersen, T.R.; Yourstone, J.; Smith, H.G., 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 521 (7550): 77-U162. http://dx.doi.org/10.1038/nature14420

Rundlof, M.; Bengtsson, J.; Smith, H.G., 2008a. Local and landscape effects of organic farming on butterfly species richness and abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45 (3): 813-820. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01448.x

Rundlof, M.; Nilsson, H.; Smith, H.G., 2008b. Interacting effects of farming practice and landscape context on bumblebees. *Biological Conservation*, 141 (2): 417-426. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2007.10.011

Rundlof, M.; Smith, H.G., 2006. The effect of organic farming on butterfly diversity depends on landscape context. *Journal of Applied Ecology*, 43 (6): 1121-1127. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01233.x

Rusch, A.; Delbac, L.; Muneret, L.; Thiery, D., 2015. Organic farming and host density affect parasitism rates of tortricid moths in vineyards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 214: 46-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.08.019

Russo, L.; Buckley, Y.M.; Hamilton, H.; Kavanagh, M.; Stout, J.C., 2020. Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 304: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107141

Saito, T.; Doi, M.; Katayama, H.; Kaneko, S.; Tagami, Y.; Sugiyama, K., 2008. Seasonal abundance of hymenopteran parasitoids of the leafminer Chromatomyia horticola (Diptera: Agromyzidae) and the impact of insecticide applications on parasitoids in garden pea field. *Applied Entomology and Zoology*, 43 (4): 617-624. http://dx.doi.org/10.1303/aez.2008.617

Samnegard, U.; Alins, G.; Boreux, V.; Bosch, J.; Garcia, D.; Happe, A.K.; Klein, A.M.; Minarro, M.; Mody, K.; Porcel, M.; Rodrigo, A.; Roquer-Beni, L.; Tasin, M.; Hamback, P.A., 2019. Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across Europe: Direct and indirect effects of organic production. *Journal of Applied Ecology*, 56 (4): 802-811. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13292

Samson-Robert, O.; Labrie, G.; Chagnon, M.; Fournier, V., 2017. Planting of neonicotinoid-coated corn raises honey bee mortality and sets back colony development. *Peerj*, 5: 24. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.3670

Sanchez-Bayo, F., 2021. Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. *Toxics*, 9 (8): 22. http://dx.doi.org/10.3390/toxics9080177

Sanchez-Bayo, F.; Goka, K., 2014. Pesticide Residues and Bees - A Risk Assessment. *Plos One*, 9 (4): 16. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0094482

Sanchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Sanguankeo, P.P.; Leon, R.G., 2011. Weed management practices determine plant and arthropod diversity and seed predation in vineyards. *Weed Research*, 51 (4): 404-412. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00853.x

Santos, M.J.G.; Ferreira, M.F.L.; Cachada, A.; Duarte, A.C.; Sousa, J.P., 2012. Pesticide application to agricultural fields: effects on the reproduction and avoidance behaviour of Folsomia candida and Eisenia andrei. *Ecotoxicology*, 21 (8): 2113-2122. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0963-7

Santos, S.A.P.; Pereira, J.A.; Raimundo, A.; Torres, L.M.; Nogueira, A.J.A., 2010. Response of coccinellid community to the dimethoate application in olive groves in northeastern Portugal. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8 (1): 126-134. http://dx.doi.org/10.5424/sjar/2010081-1151

Santos, S.A.P.; Pereira, J.A.; Torres, L.M.; Nogueira, A.J.A., 2007. Evaluation of the effects, on canopy arthropods, of two agricultural management systems to control pests in olive groves from north-east of Portugal. *Chemosphere*, 67 (1): 131-139. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.09.014

Sarvary, M.A.; Nyrop, J.; Reissig, H.; Gifford, K.M., 2007. Potential for conservation biological control of the obliquebanded leafroller (OBLR) Choristoneura rosaceana (Harris) in orchard systems managed with reduced-risk insecticides. *Biological Control*, 40 (1): 37-47. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.09.006

Schäffer, A.; van den Brink, P.J.; Heimbach, F.; Hoy, S.P., 2010. *Semi-field methods for the environmental risk assessment of pesticides in soil*. Boca Raton, FL: CRC Press, 144 p. http://dx.doi.org/10.1201/9781439828595

Schmidt, M.H.; Roschewitz, I.; Thies, C.; Tscharntke, T., 2005. Differential effects of landscape and management on diversity and density of ground-dwelling farmland spiders. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 281-287. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01014.x

Schnug, L.; Ergon, T.; Jakob, L.; Scott-Fordsmand, J.J.; Joner, E.J.; Leinaas, H.P., 2015. Responses of earthworms to repeated exposure to three biocides applied singly and as a mixture in an agricultural field. *Science of the Total Environment*, 505: 223-235. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.089

Scholz-Starke, B.; Beylich, A.; Moser, T.; Nikolakis, A.; Rumpler, N.; Schaffer, A.; Theissen, B.; Toschki, A.; Ross-Nickoll, M., 2013. The response of soil organism communities to the application of the insecticide lindane in terrestrial model ecosystems. *Ecotoxicology*, 22 (2): 339-362. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1030-0

Scholz-Starke, B.; Nikolakis, A.; Leicher, T.; Lechelt-Kunze, C.; Heimbach, F.; Theissen, B.; Toschki, A.; Ratte, H.T.; Schaffer, A.; Ross-Nickoll, M., 2011. Outdoor Terrestrial Model Ecosystems are suitable to detect pesticide effects on soil fauna: design and method development. *Ecotoxicology*, 20 (8): 1932-1948. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0732-z

Schott, M.; Sandmann, M.; Cresswell, J.E.; Becher, M.A.; Eichner, G.; Brandt, D.T.; Halitschke, R.; Krueger, S.; Morlock, G.; During, R.A.; Vilcinskas, A.; Meixner, M.D.; Buchler, R.; Brandt, A., 2021. Honeybee colonies compensate for pesticide-induced effects on royal jelly composition and brood survival with increased brood production. *Scientific Reports*, 11 (1): 15. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-79660-w

Schulz, R.; Bub, S.; Petschick, L.L.; Stehle, S.; Wolfram, J., 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372 (6537): 81-84. http://dx.doi.org/10.1126/science.abe1148

Sechi, V.; D'Annibale, A.; Maraldo, K.; Johansen, A.; Bossi, R.; Jensen, J.; Krogh, P.H., 2014. Species composition of a soil invertebrate multi-species test system determines the level of ecotoxicity. *Environmental Pollution*, 184: 586-596. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.10.008

Sechser, B.; Reber, B.; Bourgeois, F., 2002. Pymetrozine: Selectivity spectrum to beneficial arthropods and fitness for integrated pest management. *Anzeiger Fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, 75 (3): 72-77. http://dx.doi.org/10.1034/j.1399-5448.2002.02021.x

Sgolastra, F.; Medrzycki, P.; Bortolotti, L.; Renzi, M.T.; Tosi, S.; Bogo, G.; Teper, D.; Porrini, C.; Molowny-Horas, R.; Bosch, J., 2017. Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, 73 (6): 1236-1243. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4449

Sharma, A.; Jha, P.; Reddy, G.V.P., 2018. Multidimensional relationships of herbicides with insect-crop food webs. *Science of the Total Environment*, 643: 1522-1532. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.312

Simon, S.; Defrance, H.; Sauphanor, B., 2007. Effect of codling moth management on orchard arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 122 (3): 340-348. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2007.01.020

Siviter, H.; Bailes, E.J.; Martin, C.D.; Oliver, T.R.; Koricheva, J.; Leadbeater, E.; Brown, M.J.F., 2021. Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature*, 596 (7872): 15. http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03787-7

Stanley, D.A.; Garratt, M.P.D.; Wickens, J.B.; Wickens, V.J.; Potts, S.G.; Raine, N.E., 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528 (7583): 548-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature16167

Stanley, D.A.; Raine, N.E., 2016. Chronic exposure to a neonicotinoid pesticide alters the interactions between bumblebees and wild plants. *Functional Ecology*, 30 (7): 1132-1139. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12644

Strobl, V.; Bruckner, S.; Radford, S.; Wolf, S.; Albrecht, M.; Villamar-Bouza, L.; Maitip, J.; Kolari, E.; Chantawannakul, P.; Glauser, G.; Williams, G.R.; Neumann, P.; Straub, L., 2021. No impact of neonicotinoids on male solitary bees Osmia cornuta under semi-field conditions. *Physiological Entomology*, 46 (1): 105-109. http://dx.doi.org/10.1111/phen.12349

Suchail, S.; Le Navenant, A.; Capowiez, Y.; Thiery, A.; Rault, M., 2018. An exploratory study of energy reserves and biometry as potential tools for assessing the effects of pest management strategies on the earwig, Forficula auricularia L. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (23): 22766-22774. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2371-x

Sutherland, A.M.; Gubler, W.D.; Parrella, M.P., 2010. Effects of fungicides on a mycophagous coccinellid may represent integration failure in disease management. *Biological Control*, 54 (3): 292-299. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.05.020

Sybertz, A.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scholz-Starke, B.; Daniels, B.; Ottermanns, R., 2020. MITAS: A model for assessing the time-dependent risk of sequential applications of pesticides for soil organisms by consideration of exposure, degradation and mixture toxicity. *Methodsx*, 7: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2019.12.004

Tahir, H.M.; Butt, A.; Mustafa, A.; Khan, S.Y.; Bilal, M., 2010. Effect of an Insecticide, Chlorpyrifos on the Activity Density of Wolf Spiders (Araneae: Lycosidae) in Guava Orchard. *Pakistan Journal of Zoology*, 42 (6): 745-750.

Taylor, R.L.; Maxwell, B.D.; Boik, R.J., 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116 (3-4): 157-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.012

Thoden, T.C.; Alkader, M.A.; Wiles, J.A., 2021. Biological attributes of Salibro (TM), a novel sulfonamide nematicide. Part 2: Impact on the fitness of various non-target nematodes. *Nematology*, 23 (3): 287-303. http://dx.doi.org/10.1163/15685411-bja10041

Thompson, H.M., 2001a. Assessing the exposure and toxicity of pesticides to bumble bees. In: Belzunces, L.P.; Pelissier, C.; Lewis, G.B., eds. *Hazards of Pesticides to Bees*. Paris: Inst Natl Recherche Agronomique (Colloques De L Inra), 197-205.

Thompson, H.M., 2001b. Assessing the exposure and toxicity of pesticides to bumblebees (Bombus sp.). *Apidologie*, 32 (4): 305-321. http://dx.doi.org/10.1051/apido:2001131

Thompson, H.M., 2003. Behavioural effects of pesticides in bees - Their potential for use in risk assessment. *Ecotoxicology*, 12 (1-4): 317-330. http://dx.doi.org/10.1023/a:1022575315413

Thomson, L.J.; Hoffmann, A.A., 2006. Field validation of laboratory-derived IOBC toxicity ratings for natural enemies in commercial vineyards. *Biological Control*, 39 (3): 507-515. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.06.009

Thorbek, P.; Campbell, P.J.; Sweeney, P.J.; Thompson, H.M., 2017. Using BEEHAVE to explore pesticide protection goals for European honeybee (Apis melifera L.) worker losses at different forage qualities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (1): 254-264. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3504

Tison, L.; Roessner, A.; Gerschewski, S.; Menzel, R., 2019. The neonicotinoid clothianidin impairs memory processing in honey bees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180: 139-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.007

Todd, J.H.; Malone, L.A.; Benge, J.; Poulton, J.; Barraclough, E.I.; Wohlers, M.W., 2016. Relationships between management practices and ground-active invertebrate biodiversity in New Zealand kiwifruit orchards. *Agricultural and Forest Entomology*, 18 (1): 11-21. http://dx.doi.org/10.1111/afe.12121

Todd, J.H.; Malone, L.A.; McArdle, B.H.; Benge, J.; Poulton, J.; Thorpe, S.; Beggs, J.R., 2011. Invertebrate community richness in New Zealand kiwifruit orchards under organic or integrated pest management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 141 (1-2): 32-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.007

Toivonen, M.; Herzon, I.; Rajanen, H.; Toikkanen, J.; Kuussaari, M., 2019. Late flowering time enhances insect pollination of turnip rape. *Journal of Applied Ecology*, 56 (5): 1164-1175. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13349

Tooming, E.; Merivee, E.; Must, A.; Sibul, I.; Williams, I., 2014. Sub-lethal effects of the neurotoxic pyrethroid insecticide Fastac. 50EC on the general motor and locomotor activities of the non- targeted beneficial carabid beetle Platynus assimilis (Coleoptera: Carabidae). *Pest Management Science*, 70 (6): 959-966. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3636

Topping, C.J.; Craig, P.S.; de Jong, F.; Klein, M.; Laskowski, R.; Manachini, B.; Pieper, S.; Smith, R.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Swarowsky, K.; Tiktak, A.; van der Linden, T., 2015. Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. *Science of the Total Environment*, 537: 159-169. http://dx/doi/org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.152

Topping, C.J.; Kjaer, L.J.; Hommen, U.; Hoye, T.T.; Preuss, T.G.; Sibly, R.M.; van Vliet, P., 2014. Recovery based on plot experiments is a poor predictor of landscape-level population impacts of agricultural pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (7): 1499-1507. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2388

Torres, J.B.; Bueno, A.D., 2018. Conservation biological control using selective insecticides - A valuable tool for IPM. *Biological Control*, 126: 53-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.07.012

Torres, J.B.; Silva-Torres, C.S.A.; Barros, R., 2003. Relative effects of the insecticide thiamethoxam on the predator Podisus nigrispinus and the tobacco whitefly Bemisia tabaci in nectaried and nectariless cotton. *Pest Management Science*, 59 (3): 315-323. http://dx.doi.org/10.1002/ps.640

Traynor, K.S.; VanEngelsdorp, D.; Lamas, Z.S., 2021. Social disruption: Sublethal pesticides in pollen lead to Apis mellifera queen events and brood loss. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 214: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112105

Trichard, A.; Alignier, A.; Biju-Duval, L.; Petit, S., 2013. The relative effects of local management and landscape context on weed seed predation and carabid functional groups. *Basic and Applied Ecology*, 14 (3): 235-245. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2013.02.002

Tripathi, G.; Sharma, B.M., 2005. Effects of of habitats and pesticides on aerobic capacity and survival of soil fauna. *Biomedical and Environmental Sciences*, 18 (3): 169-175.

Tsiafouli, M.A.; Argyropoulou, M.A.; Stamou, G.P.; Sgardelis, S.P., 2007. Is duration of organic management reflected on nematode communities of cultivated soils? *Belgian Journal of Zoology*, 137 (2): 165-175.

Tu, C.; Wang, Y.; Duan, W.X.; Hertl, P.; Tradway, L.; Brandenburg, R.; Lee, D.; Snell, M.; Hu, S.J., 2011. Effects of fungicides and insecticides on feeding behavior and community dynamics of earthworms: Implications for casting control in turfgrass systems. *Applied Soil Ecology*, 47 (1): 31-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.11.002

Tuell, J.K.; Isaacs, R., 2010. Community and Species-Specific Responses of Wild Bees to Insect Pest Control Programs Applied to a Pollinator-Dependent Crop. *Journal of Economic Entomology*, 103 (3): 668-675. http://dx.doi.org/10.1603/ec09314

Uhl, P.; Brühl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

Uwizeyimana, H.; Wang, M.I.; Chen, W.P.; Khan, K., 2017. The eco-toxic effects of pesticide and heavy metal mixtures towards earthworms in soil. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 55: 20-29. http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2017.08.001

van Diepeningen, A.D.; de Vos, O.J.; Korthals, G.W.; van Bruggen, A.H.C., 2006. Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology*, 31 (1-2): 120-135. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2005.03.003

Van Zwieten, L.; Rust, J.; Kingston, T.; Merrington, G.; Morris, S., 2004. Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils. *Science of the Total Environment*, 329 (1-3): 29-41. http://dx;doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.014

Varikou, K.; Kasiotis, K.M.; Bempelou, E.; Manea-Karga, E.; Anagnostopoulos, C.; Charalampous, A.; Garantonakis, N.; Birouraki, A.; Hatjina, F.; Machera, K., 2020. A Pesticide Residues Insight on Honeybees, Bumblebees and Olive Oil after Pesticidal Applications against the Olive Fruit Fly Bactrocera oleae (Diptera: Tephritidae). *Insects*, 11 (12): 16. http://dx.doi.org/10.3390/insects11120855

Vischetti, C.; Casucci, C.; De Bernardi, A.; Monaci, E.; Tiano, L.; Marcheggiani, F.; Ciani, M.; Comitini, F.; Marini, E.; Taskin, E.; Puglisi, E., 2020. Sub-Lethal Effects of Pesticides on the DNA of Soil Organisms as Early Ecotoxicological Biomarkers. *Frontiers in Microbiology*, 11: 16. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2020.01892

Vogelweith, F.; Thiey, D., 2018. An assessment of the non-target effects of copper on the leaf arthropod community in a vineyard. *Biological Control*, 127: 94-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2018.08.011

Wada, S.; Toyota, K.; Takada, A., 2011. Effects of the nematicide imicyafos on soil nematode community structure and damage to radish caused by Pratylenchus penetrans. *Journal of Nematology*, 43 (1): 1-6.

Waldo, B.D.; Grabau, Z.J.; Mengistu, T.M.; Crow, W.T., 2019. Nematicide effects on non-target nematodes in bermudagrass. *Journal of Nematology*, 51: 12. http://dx.doi.org/10.21307/jofnem-2019-009

Walker, P.W.; Story, P.G.; Hose, G.C., 2016. Comparative effects of pesticides, fenitrothion and fipronil, applied as ultra-low volume formulations for locust control, on non-target invertebrate assemblages in Mitchell grass plains of south-west Queensland, Australia. *Crop Protection*, 89: 38-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.06.020

Walters, K.F.A., 2016. Neonicotinoids, bees and opportunity costs for conservation. *Insect Conservation and Diversity*, 9 (5): 375-383. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12177

Watson, T.T.; Desaeger, J.A., 2019. Evaluation of non-fumigant chemical and biological nematicides for strawberry production in Florida. *Crop Protection*, 117: 100-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2018.11.019

Watts, C.; Thornburrow, D.; Cave, V., 2016. Responses of invertebrates to herbicide in Salix cinerea invaded wetlands: Restoration implications. *Ecological Management & Restoration*, 17 (3): 243-249. http://dx.doi.org/10.1111/emr.12223

Weibull, A.C.; Ostman, O., 2003. Species composition in agroecosystems: The effect of landscape, habitat, and farm management. *Basic and Applied Ecology*, 4 (4): 349-361. http://dx.doi.org/10.1078/1439-1791-00173

Whalen, J.K.; Bensliml, H.; Vanasse, A., 2012. Insecticides (dimethoate and lambda-cyhalothrin) for soybean aphid control - are they toxic to earthworms? Evidence from laboratory and field bioassays. *Canadian Journal of Soil Science*, 92 (5): 751-758. http://dx.doi.org/10.4141/cjss2011-094

Whitehorn, P.R.; O'Connor, S.; Wackers, F.L.; Goulson, D., 2012. Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science*, 336 (6079): 351-352. http://dx.doi.org/10.1126/science.1215025

Wick, M.; Freier, B., 2000. Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat - a field study over 2 seasons. *Anzeiger Fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, 73 (3): 61-69. http://dx.doi.org:10.1046/j.1439-0280.2000.00061.x

Wilcox, A.A.E.; Newman, A.E.M.; Raine, N.E.; Mitchell, G.W.; Norris, D.R., 2021. Effects of early-life exposure to sublethal levels of a common neonicotinoid insecticide on the orientation and migration of monarch butterflies (Danaus plexippus). *Journal of Experimental Biology*, 224 (4): 9. http://dx.doi.org/10.1242/jeb.230870

Williams, T.; Valle, J.; Vinuela, E., 2003. Is the naturally derived insecticide Spinosad (R) compatible with insect natural enemies? *Biocontrol Science and Technology*, 13 (5): 459-475. http://dx.doi.org/10.1080/0958315031000140956

Williamson, S.M.; Wright, G.A., 2013. Exposure to multiple cholinergic pesticides impairs olfactory learning and memory in honeybees. *Journal of Experimental Biology*, 216 (10): 1799-1807. http://dx.doi.org/10.1242/jeb.083931

Winqvist, C.; Ahnstrom, J.; Bengtsson, J., 2012. Effects of organic farming on biodiversity and ecosystem services: taking landscape complexity into account. In: Ostfeld, R.S.; Schlesinger, W.H., eds. *Year in Ecology and Conservation Biology*. Oxford: Blackwell Science Publ (Annals of the New York Academy of Sciences), 191-203. http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06413.x

Winqvist, C.; Bengtsson, J.; Aavik, T.; Berendse, F.; Clement, L.W.; Eggers, S.; Fischer, C.; Flohre, A.; Geiger, F.; Liira, J.; Part, T.; Thies, C.; Tscharntke, T.; Weisser, W.W.; Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland

biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 570-579. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x

Wintermantel, D.; Odoux, J.F.; Chadoeuf, J.; Bretagnolle, V., 2019. Organic farming positively affects honeybee colonies in a flower-poor period in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology*, 56 (8): 1960-1969. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13447

Wojciechowicz-Zytko, E.; Wilk, E., 2019. Effects of Surrounding Environment and Management System in Apple Orchards on the Occurrence of Ground Beetles. *Polish Journal of Environmental Studies*, 28 (5): 3489-3496. http://dx.doi.org/10.15244/pjoes/94053

Woodcock, B.A.; Bullock, J.M.; Shore, R.F.; Heard, M.S.; Pereira, M.G.; Redhead, J.; Ridding, L.; Dean, H.; Sleep, D.; Henrys, P.; Peyton, J.; Hulmes, S.; Hulmes, L.; Sarospataki, M.; Saure, C.; Edwards, M.; Genersch, E.; Knabe, S.; Pywell, R.F., 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science*, 356 (6345): 1393-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa1190

Wu-Smart, J.; Spivak, M., 2018. Effects of neonicotinoid imidacloprid exposure on bumble bee (Hymenoptera: Apidae) queen survival and nest initiation. *Environmental Entomology*, 47 (1): 55-62. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvx175

Wu, G.; Lin, Y.W.; Miyata, T.; Jiang, S.R.; Xie, L.H., 2009. Positive correlation of methamidophos resistance between Lipaphis erysimi and Diaeretilla rapae and effects of methamidophos ingested by host insect on the parasitoid. *Insect Science*, 16 (2): 165-173. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2009.00268.x

Yang, L.; Zhang, Q.; Liu, B.; Zeng, Y.D.; Pan, Y.F.; Li, M.L.; Lu, Y.H., 2019. Mixed effects of landscape complexity and insecticide use on ladybeetle abundance in wheat fields. *Pest Management Science*, 75 (6): 1638-1645. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5281

Yasmin, S.; D'Souza, D., 2010. Effects of Pesticides on the Growth and Reproduction of Earthworm: A Review. *Applied and Environmental Soil Science*, 2010: 678360. http://dx.doi.org/10.1155/2010/678360

Zawislak, J.; Adamczyk, J.; Johnson, D.R.; Lorenz, G.; Black, J.; Hornsby, Q.; Stewart, S.D.; Joshi, N., 2019. Comprehensive Survey of Area-Wide Agricultural Pesticide Use in Southern United States Row Crops and Potential Impact on Honey Bee Colonies. *Insects*, 10 (9): 19. http://dx.doi.org/10.3390/insects10090280

Zhao, J.; Neher, D.A.; Fu, S.L.; Li, Z.A.; Wang, K.L., 2013. Non-target effects of herbicides on soil nematode assemblages. *Pest Management Science*, 69 (6): 679-684. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3505

Zhu, Y.C.; Adamczyk, J.; Rinderer, T.; Yao, J.X.; Danka, R.; Luttrell, R.; Gore, J., 2015. Spray Toxicity and Risk Potential of 42 Commonly Used Formulations of Row Crop Pesticides to Adult Honey Bees (Hymenoptera: Apidae). *Journal of Economic Entomology*, 108 (6): 2640-2647. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tov269

Chapitre 9

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes terrestres

Auteurs : Philippe Berny (coordinateur), **Michaël Coeurdassier**, **Olivier Crouzet**, **Clémentine Fritsch**

Documentaliste : Morgane Le Gall

Pilote référent : Wilfried Sanchez

Sommaire

1. Introduction 626

2. Méthodologie 626

2.1. Construction des requêtes bibliographiques et corpus obtenu 626

2.2. Tri du corpus initial et grille de lecture 627

3. Analyse globale des données bibliométriques 627

3.1. Données disponibles 627

3.2. Les manques identifiés 628

3.3. Analyse globale des effets des PPP sur la biodiversité issue du corpus bibliographique 629

3.4. Cadrage et structuration de l'analyse 632

4. Effets des pesticides sur les vertébrés terrestres 633

4.1. Effets populationnels et communautaires 633

4.2. Effets individuels directs des pesticides sur les vertébrés terrestres 642

4.2.1. Effets toxiques létaux ou sublétaux 642

4.2.2. Effets infra-individuels 650

4.2.3. Focus sur les effets des pesticides sur certaines fonctions physiologiques susceptibles d'affecter les populations et communautés : perturbation endocrinienne, perturbation de l'immunité ou du microbiote 652

4.2.4. Exposition des vertébrés terrestres aux pesticides 656

4.3. Effets indirects des pesticides sur les vertébrés terrestres 664
4.3.1. Effets sur les ressources alimentaires 664
4.3.2. Modifications de l'habitat 667
4.3.3. Sensibilité à la prédation 669
4.3.4. Sensibilité aux pathogènes 669

5. Effets sur les fonctions écologiques et services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres 669

5.1. Synthèse des principales fonctions écologiques assurées par les vertébrés terrestres 669

5.2. Impact sur les espèces protégées ou menacées 670

5.3. Régulation (prédation), approvisionnement, patrimoine 671

6. Facteurs aggravant les effets des pesticides sur les vertébrés terrestres 672

6.1. Voies d'exposition et biodisponibilité 672

6.2. Sensibilité écophysiologique et traits écologiques 673

6.3. Mélanges de pesticides et autres substances toxiques 674

6.4. Paysage et habitats 675

6.5. Facteurs liés aux systèmes de culture et aux pratiques associées 677
Le travail du sol 678
Les usages de fertilisants chimiques 678
Les pratiques de semis 679

6.6. Facteurs climatiques et changement climatique 679

7. Évolutions scientifiques et méthodologiques et prise en compte réglementaire 680

7.1. Évolutions scientifiques 680
7.1.1. Développements en chimie analytique : analyses multi-résidus, matrices complexes et micro-volumes 680
7.1.2. Prises en compte des différences entre taxons, des réponses hors mortalité et reproduction et de la multiplicité des voies d'exposition 680
7.1.3. Définition et choix des espèces focales 681
7.1.4. Modélisation spatiale et temporelle 682
7.1.5. Analyses de données à large échelle par des approches corrélatives 682

7.2. Evaluation et gestion intégrée du risque 683

8. Spécificités ultra-marines 684

9. Synthèses par groupe taxonomique et synthèse globale 684

9.1. Synthèses par groupe taxonomique 684
9.1.1. Oiseaux granivores et insectivores 684
9.1.2. Rapaces 685
9.1.3. Mammifères (dont chiroptères) 686
9.1.4. Reptiles et amphibiens 686

9.2. Synthèse globale 687

10. Perspectives de recherche 689

1 – Mieux caractériser l'exposome des vertébrés terrestres 689

2 – Etablir des relations entre contamination environnementale, concentrations dans les tissus et effets toxiques 689

3 – Identifier les facteurs et les mécanismes responsables des déclins de populations *in situ* 690

4 - Prise en compte du paysage et échelles spatiales 691

5 - Prise en compte des aspects temporels 692

6 – Meilleure utilisation de la modélisation spatialement explicite pour l'évaluation du risque écotoxicologique 693

7 – Identification des molécules prioritaires et surveillance *in natura* 694

8 – Mieux caractériser les conséquences des stress multiples sur les individus et les populations 695

9 - Mesurer directement les effets des PPP sur les fonctions écologiques associées aux vertébrés terrestres, le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques 695

Annexe 697

Références bibliographiques 699

1. Introduction

"L'Histoire" des effets non-intentionnels des pesticides (PPP) sur les vertébrés terrestres a commencé dès les années 1960 avec l'ouvrage fondateur de Rachel Carson "*Silent Spring*" (Carson, 1962) qui fut l'un des premiers à dénoncer les conséquences catastrophiques des insecticides organochlorés (OC) sur les populations d'oiseaux. Les études approfondies réalisées pour comprendre ce phénomène ont permis de dégager des connaissances et des modèles conceptuels de transfert et d'effets des pesticides (et autres contaminants) qui ont ouvert la voie à plusieurs dizaines d'années de travaux de recherche dans le domaine et à des évolutions réglementaires majeures. On peut par exemple citer le phénomène de bioamplification dans les réseaux trophiques et certaines de ses causes liées aux propriétés physico-chimiques des substances actives (SA), i.e., persistance et lipophilie, ou encore la prise en compte des changements d'échelles biologiques dans la compréhension des effets, depuis l'inhibition d'une ATPase à calcium jusqu'au déclin des populations (Rattner, 2009). Par la suite, de nombreuses études ont continué à suivre l'imprégnation et les effets des PPP sur la faune sauvage et ont montré que d'autres familles de SA pouvaient induire des mortalités massives chez des oiseaux et des mammifères, le plus souvent sans évaluation des conséquences populationnelles. Les résultats de ces études ont été synthétisés dans la précédente ESCo (Aubertot *et al.*, 2005) et par Berny (2007) qui identifient principalement les insecticides inhibiteurs de cholinestérases (IDC, i.e., organophosphorés OP et carbamates), les rodenticides anticoagulants et certaines SA telle que la strychnine comme les PPP les plus problématiques. L'ensemble de ces constats ont conduit à l'interdiction réglementaire progressive des SA persistantes et/ou à forte toxicité aiguë reconnues comme les plus impactantes. Une des conséquences de ces interdictions est la diminution des épisodes de mortalité massive de vertébrés non-cibles dans les pays concernés, même si pour certains insecticides comme les IDC, les usages détournés et illégaux restent actuellement problématiques notamment pour des espèces ou groupes d'espèces à forts enjeux de conservation. Malgré tout, jusqu'à de récentes interdictions d'usage en France, les néonicotinoïdes (NN) et les rodenticides anticoagulants (qui restent autorisés dans d'autres pays européens ou *via* des usages dérogatoires en France) ont continué à induire des empoisonnements massifs d'oiseaux et de mammifères non-cibles. Actuellement, le paradigme a donc en partie changé du fait des effets moins visibles des PPP actuellement autorisés dans de nombreux pays. La communauté scientifique a ainsi récemment recommandé de mieux évaluer leurs effets sublétaux sur la faune sauvage ainsi que les effets indirects et leurs conséquences sur les populations, les communautés et le fonctionnement des écosystèmes (Kohler et Triebskorn, 2013).

En s'appuyant sur un état des connaissances acquises depuis 2000 sur les effets des PPP sur les vertébrés terrestres, cette synthèse a pour principaux objectifs : (i) d'identifier les SA, types ou familles de PPP pour lesquels des effets sur la faune sauvage sont avérés, probables, possibles ou nuls ; (ii) de mettre en relation l'exposition caractérisée chez les différents groupes de vertébrés terrestres avec les connaissances sur les effets induits ; (iii) de déterminer les principaux mécanismes (notamment directs et indirects) qui induisent les effets et les facteurs (agronomiques, écologiques…) qui les influencent ; (iv) d'évaluer l'impact des PPP sur les fonctions assurées et les services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres. En fonction de la robustesse des connaissances ou des lacunes mises en évidence dans les points précédents, ce bilan permettra de proposer des leviers d'action (par ex. hiérarchisation des pesticides autorisés les plus à risque pour la faune sauvage, évolution des procédures d'évaluation des risques...) et des axes de recherche pour les années à venir.

2. Méthodologie

2.1. Construction des requêtes bibliographiques et corpus obtenu

Les requêtes bibliographiques ont été initialement construites sur la base de mots clés communs à tous les groupes de travail de cette ESCo (catégories de PPP, écotoxicologie, et ici vertébrés terrestres). Suite à l'analyse par le groupe de travail du premier *pool* d'articles obtenus, plus de 15 000, des termes d'exclusion ont été définis pour

resserrer le corpus autour du périmètre de l'ESCo : ces termes ont eu principalement pour but d'exclure les travaux réalisés sur des espèces non terrestres (mammifères marins…) ou des animaux utilisés comme modèles expérimentaux de laboratoire (*zebrafish*, rat, souris, poule), ou encore les études *in vitro* réalisées sur des lignées cellulaires ou tissulaires, et enfin sur d'autres contaminants qui ne sont pas des PPP. Des mots clés très généraux comme "humain", "antibactérien", "antimicrobien", "xénobiotique" généraient un bruit de fond important sans lien avec cette analyse, ils ont également été exclus. Un corpus initial de 4 027 références a été obtenu le 19/12/2020, se sont ensuite ajoutées des références publiées en 2021 sur la base des mêmes requêtes, ainsi que d'autres identifiées *via* leur citation dans les articles analysés.

2.2. Tri du corpus initial et grille de lecture

Ce corpus initial a été partagé entre les membres du groupe de travail de façon à ce que chacun traite un échantillon temporellement homogène de 1 006 ou 1 007 articles. Une nouvelle sélection de 1 154 articles au total a alors été faite "à dire d'expert" afin d'inclure uniquement les articles jugés pertinents sur la base des titres, résumé ou texte. Les articles de ce corpus intermédiaire ont été caractérisés individuellement à l'aide d'une grille de lecture reprenant plusieurs critères (catégorie de PPP : insecticide, herbicide, fongicide, rodenticide, voire famille chimique au sein de chaque groupe ; groupe taxonomique ; article de synthèse, étude de terrain ou en laboratoire, en termes d'exposition et/ou d'effets). Les résultats de cette première analyse du corpus sont présentés dans la section suivante.

Enfin, le corpus final de cette analyse a été défini comme suit : les 1 154 articles ont été décrits à partir d'une grille de lecture incluant des paramètres multiples : zone géographique et pédoclimatique, groupe taxonomique/espèce, type de PPP/famille chimique/substance, type d'approche méthodologique (terrain, labo), type de résultat (exposition/effet, individu/population), dose d'étude (environnementale/agronomique/élevée), type d'effet (mortalité/sublétal, direct/indirect), synthèse. Une attention particulière a été portée aux articles mentionnant les perturbateurs endocriniens, les PPP SDHI, les DROM-COM et les JEVI. Enfin, les articles retenus devaient pouvoir répondre aux questions posées par la saisine et l'expert chargé de l'analyse classait en priorité 1, 2, 3 ou 4 chaque article après lecture. Un article en priorité 1 devait porter sur une étude de terrain, individuelle ou populationnelle, pour des substances d'utilisation actuelle ou être une synthèse de la littérature. Un article de priorité 2 portait principalement sur des approches individuelles ou expérimentales (hors terrain) mais sur une espèce sauvage ou un PPP d'intérêt, un article de priorité 3 était essentiellement un travail de laboratoire mesurant des réponses infra-individuelle sur une espèce non sauvage (mais espèce de laboratoire pouvant produire des données pertinentes). Enfin, un article de priorité 4 évoquait un ou plusieurs PPP interdits avant le début de la période d'intérêt de cette ESCo comme les OC. Les grilles de lecture complétées ainsi que les références et articles ont été partagés entre les membres du GT pour la suite de la rédaction. Pour l'essentiel, la bibliographie utilisée provient des articles classés en priorité 1 ou 2, mais les grilles de lecture permettaient de sélectionner d'autres références le cas échéant pour un point précis de rédaction. Le corpus final de références utilisées a également été complété par des articles qui n'étaient inclus dans le corpus initial de 4 027 articles mais que les experts ont identifiés comme pertinents au cours de leur travail d'analyse (par ex. consultation de la liste des références citées par d'autres articles étudiés).

3. Analyse globale des données bibliométriques

3.1. Données disponibles

Les 1 154 articles sélectionnés comprennent de nombreuses études de terrain, analyses corrélatives entre utilisation de PPP et faune sauvage (exposition, effets). Les Figures 9-1 et 9-2 donnent un aperçu de la part respective des études portant sur chaque groupe taxonomique ainsi que sur les PPP étudiés.

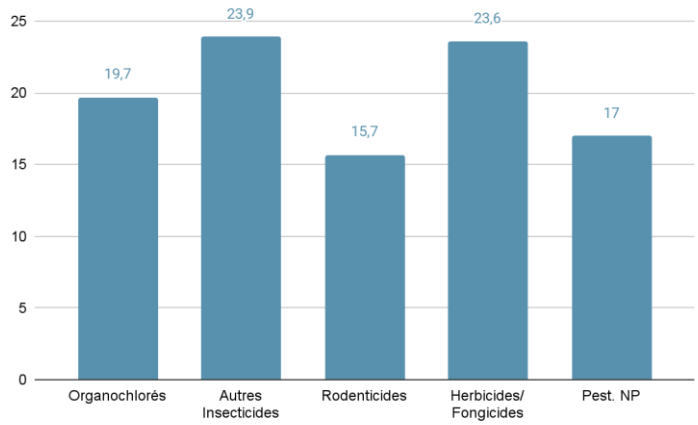


Figure 9-1. Part des références bibliographiques par type de pesticide (% de 1 154 articles de 2000 à 2021)

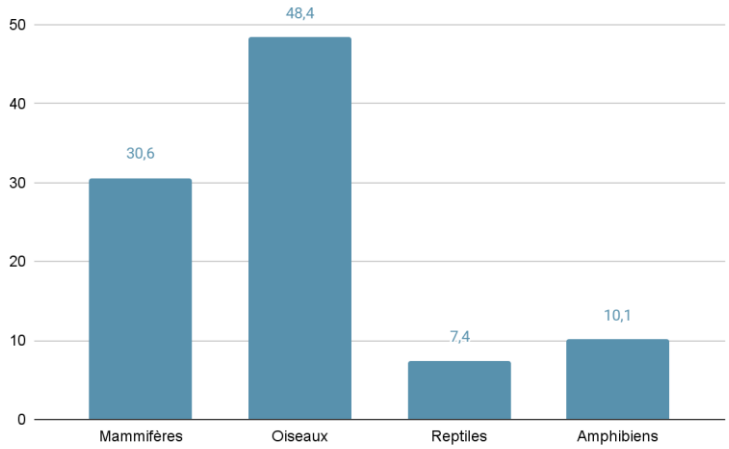


Figure 9-2. Part des références bibliographiques par groupe taxonomique (% de 1 154 articles de 2000 à 2021)

3.2. Les manques identifiés

La littérature disponible sur les thématiques « vertébrés terrestres », « pesticides » et « biodiversité » laisse clairement apparaître des lacunes, donc des questions auxquelles il ne sera pas aisé de répondre dans le cadre de cette ESCo. Ainsi, les PPP étudiés sont très majoritairement des insecticides (plus de 40% des articles) alors que les herbicides et fongicides, qui représentent pourtant la majorité des PPP employés, aussi bien en tonnage qu'en fréquence d'utilisation, sont très faiblement représentés ou étudiés (moins de 25% des articles) (Figure 9-1). Enfin, de nombreux articles de par le monde portent sur les OC (très largement interdits aujourd'hui en France) et les rodenticides anticoagulants, dont l'usage agricole a été récemment interdit (utilisation contre les rongeurs en prairie, grande culture ou arboriculture en France jusqu'en décembre 2020).

Parmi les vertébrés terrestres, ce sont les oiseaux qui ont fait l'objet du plus grand nombre d'études, représentant à eux seuls près de 50% du corpus retenu pour analyse. On trouve ensuite les mammifères. En ce qui concerne les amphibiens (phase terrestre) ou les reptiles, ils ne représentent que 17% du corpus étudié (Figure 9-2). La bibliographie ne reflète pas non plus la diversité biologique ou la sensibilité variable des espèces. Les espèces cibles étudiées ont été notamment influencées par le nombre important d'études portant sur les OC (encore très présents dans les premières années de la période d'étude 2000 à 2005) et leurs effets sur les oiseaux (top-prédateurs continentaux et marins surtout) et, probablement également, par l'importance plus récente prise par les rodenticides chez les mammifères et les rapaces. Il faut également noter que la biodiversité (variabilité des organismes vivants de toute origine comprenant la diversité au sein des espèces, entre espèces ainsi que celle

des écosystèmes[1]) n'est quasiment jamais considérée dans les études portant sur les vertébrés (voir quelques références en lien avec l'écotoxicologie trophique – *cf.* Chapitre 12).

Une très faible part des ressources disponibles porte sur les effets à l'échelle des populations, des communautés ou du fonctionnement d'un écosystème. Toutefois, ces effets sont parfois analysés à partir de modèles mathématiques. En termes de type d'effets, les effets directs ont longtemps représenté l'immense majorité des études (> 90% dans le corpus analysé). Il est également fait état dans les articles de potentiels effets indirects (majoritairement trophiques *via* la diminution des ressources alimentaires pour les prédateurs), mais souvent sans démonstration factuelle. De manière générale, la démonstration de la relation de cause à effet est rarement faite en dehors d'études expérimentales sur des espèces de laboratoire, alors que de nombreuses données décrivant l'exposition (à partir de mesures caractérisant la contamination environnementale ou l'imprégnation par le dosage de résidus dans des tissus) sont disponibles, au moins pour les insecticides et rodenticides. Quelques suivis d'organismes *in situ* sont tout de même parvenus à croiser exposition et réponses individuelles ou infra-individuelles ou perturbation d'indicateurs de la reproduction.

L'analyse des références montre également un manque de données expérimentales sur des espèces sauvages (amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères, à l'exception des données toxicologiques sur rongeurs de laboratoire) par rapport à d'autres groupes taxonomique terrestres ou aquatiques qui est confirmé dans la littérature (Kattwinkel *et al.*, 2015) et qui s'explique par plusieurs raisons :

- Une réglementation moins présente qu'en milieu aquatique ;
- Les études sont plus exigeantes en termes de temps, d'espace et d'équipement que celles sur les invertébrés, les plantes, les micro-organismes. Cela est dû aux cycles de vie plus longs et aux exigences spatiales, ce qui complique et alourdit les approches de terrain ;
- Pour des raisons de bien-être animal, les expérimentations sur les vertébrés sont réduites autant que possible et demandent des autorisations réglementaires.

Parmi les carences les plus nettes, on note l'absence quasi totale de références sur les DROM-COM, les JEVI ou mesurant directement les effets des PPP sur les services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres.

3.3. Analyse globale des effets des PPP sur la biodiversité issue du corpus bibliographique

Afin d'effectuer une analyse des tendances générales des effets des PPP sur la biodiversité, un tri des références a été effectué, visant à prendre en compte des données centrées sur les questions de la saisine. Les articles ont été sélectionnés sur la base de priorités de lecture, qui ont été les suivantes :

- Priorité 1 : Etudes de terrain ou basées sur des plans expérimentaux et des doses pertinentes du point de vue environnemental sur les effets et revues de la bibliographie (hors OC) ;
- Priorité 2 : Etudes de terrain ou basées sur des plans expérimentaux et des doses pertinentes du point de vue environnemental sur l'imprégnation (hors OC) ;
- Priorité 3 : Etudes expérimentales en laboratoire sur des effets individuels, sur le microbiote, sur les effets comportementaux, sur les effets transgénérationnels ;
- Priorité 4 : Etudes expérimentales en laboratoire sur des effets infra-individuels ;
- Priorité 5 : OC et PPP interdits d'usage en France ;
- Priorité 6 : Travaux sur les alternatives ;
- Priorité 7 : Lutte contre les espèces exotiques ou envahissantes.

[1] voir glossaire

La lecture détaillée des articles utilisés pour le chapitre sur les vertébrés repose principalement sur les articles classés en priorité 1 à 4. Pour la présente analyse globale, une seconde étape de filtre a été réalisée : parmi les articles retenus dans ces priorités, des critères relatifs aux types de réponses étudiées et aux PPP considérés ont été appliqués afin d'extraire spécifiquement les informations sur les effets des PPP actuellement utilisés (par opposition aux PPP historiques interdits de longue date), et sur des réponses à des niveaux d'organisation relatifs aux effets sur les populations et les communautés, dont le lien est relativement direct avec les impacts sur la biodiversité. Les réponses retenues ont été :

- Abondance (i.e., nombre d'individus) et mesures équivalentes (autres unités de mesure ou proxy, par ex. densité, activité pour les chiroptères…),
- Richesse spécifique (i.e., nombre d'espèces),
- Diversité (i.e., indices de diversité),
- Tendances temporelles ou spatiales (par ex. aire de répartition, déclin de population) et dynamiques (par ex. paramètres de dynamique de population),
- Structure de population (par ex. *sex ratio*, structure d'âge),
- Taux de survie (i.e., les incidents de mortalité sans rapport à l'effectif de la population ou à l'impact sur la dynamique de population n'ont pas été considérés ici),
- Succès de reproduction (par ex. nombre de jeunes produits, paramètres de reproduction pouvant être mis en lien avec la dynamique de population).

L'imprégnation n'a donc pas été considérée ici dans la liste des réponses mesurées. Pour chacun des articles répondant à ces différents critères, les informations suivantes ont été relevées :

- Type d'usage des PPP étudiés (par ex. herbicide, insecticide, fongicide…),
- Famille chimique des PPP étudiés (par ex. herbicide, insecticide, fongicide…),
- Groupe taxonomique étudié (par ex. oiseaux, mammifères, reptiles/amphibiens),
- Sens de variation de l'effet mesuré (par ex. effet positif des PPP, effet négatif des PPP, pas d'effet significatif des PPP détecté),
- Effet direct ou indirect (i.e., effet direct toxique, effet indirect sur les ressources trophiques ou l'habitat par exemple).

Dans les cas où les études rapportaient des effets contrastés en fonction des réponses mesurées, ou des espèces considérées dans une même étude, la publication a fait l'objet de plusieurs saisies afin de comptabiliser les différents sens d'effet présentés. Afin de ne pas introduire de doublons, les revues de la littérature ont été écartées spécifiquement et uniquement pour cette partie « analyse globale », mais ont été incluses dans le reste du chapitre. Les travaux basés uniquement sur des approches de modélisation n'ont pas été utilisés. Au final, l'analyse a été menée sur un total de 79 références bibliographiques, correspondant à un total de 162 rapports d'effets.

L'analyse globale, tous taxons et usages familles de PPP confondus, montre des effets sur la biodiversité majoritairement négatifs avec 60% des rapports classés dans cette catégorie (Figure 9-3.a). Les effets ne sont pas significatifs dans 30% des cas, tandis que les effets positifs et fluctuants représentent 7% et 3% des cas, respectivement. Considérant les différents taxons séparément, il apparaît que les effets restent majoritairement négatifs et minoritairement positifs. Des effets positifs ou neutres sont rapportés surtout chez les amphibiens/reptiles et les oiseaux (Figure 9-3.b).

Les effets négatifs sur la biodiversité représentent la majorité des occurrences quel que soit le type d'usage de PPP (Figure 9-4.a). Des effets neutres et positifs sont rapportés pour les usages fongicide, herbicide, insecticide, plusieurs usages concomitants et les études comparant les systèmes de production en agriculture biologique (AB) et conventionnelle (AC), tandis que seuls des effets négatifs sont rapportés dans les travaux sur les usages molluscicide et rodenticide. Les effets négatifs sont majoritaires pour la plupart des familles chimiques à l'exception des azoles/triazoles, des biopesticides, des chloroacétamides, et des imidazolines pour lesquels des effets neutres sont surtout rapportés (Figure 9-4). Cette synthèse globale montre que des effets négatifs sont rapportés pour les différents usages et les différentes familles chimiques (à l'exception des chloroacétamides), avec généralement une prédominance d'effets négatifs.

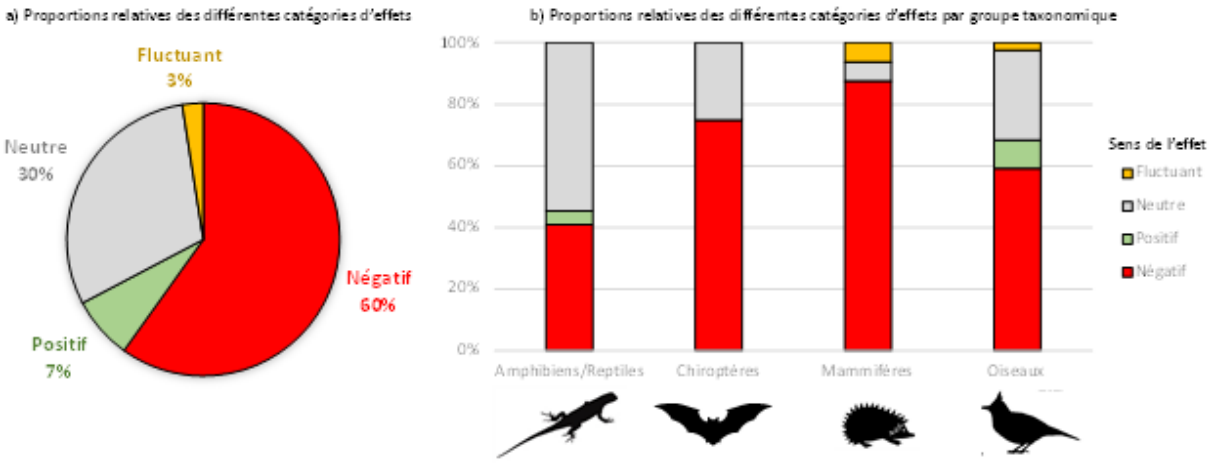


Figure 9-3. a) Proportions relatives des catégories d'effets pour l'ensemble des PPP pour tous les taxons confondus, et **b**) par taxon.

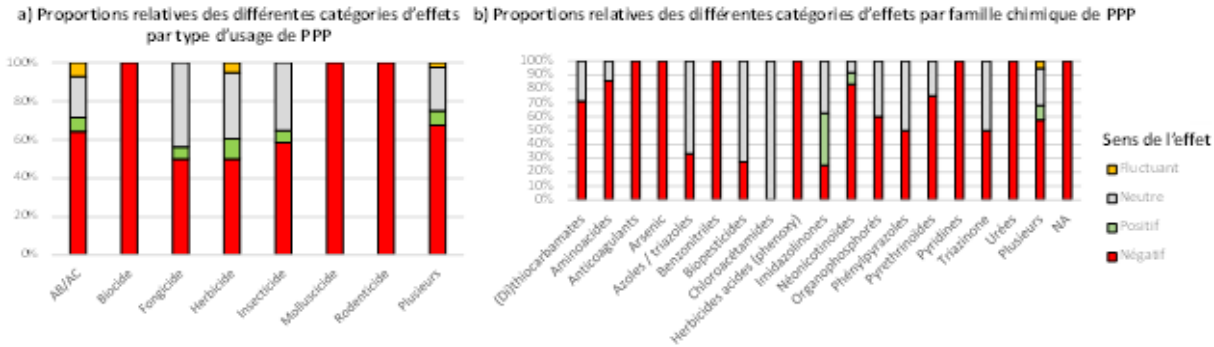


Figure 9-4. Proportions relatives des catégories d'effets en fonction a) du type d'usage des PPP et b) des familles chimiques (AB : agriculture biologique ; AC : agriculture conventionnelle)

Le mécanisme direct ou indirect n'est pas précisé dans un grand nombre de travaux (Figure 9-5). Si l'on exclut les études où le mécanisme n'est pas abordé, les effets indirects et les effets conjoints directs et indirects représentent la majorité des mécanismes en cause dans les réponses de la biodiversité (Figure 9-5.a). Des mécanismes directs, indirects et les deux mécanismes interviennent dans les effets négatifs, positifs, et neutres, tandis que dans la catégorie « fluctuante » les effets directs ne sont pas mis en cause (Figure 9-5.a). Les mécanismes d'effets directs et indirects sont mis en cause pour la majorité des types d'usage (Figure 9-5.b).

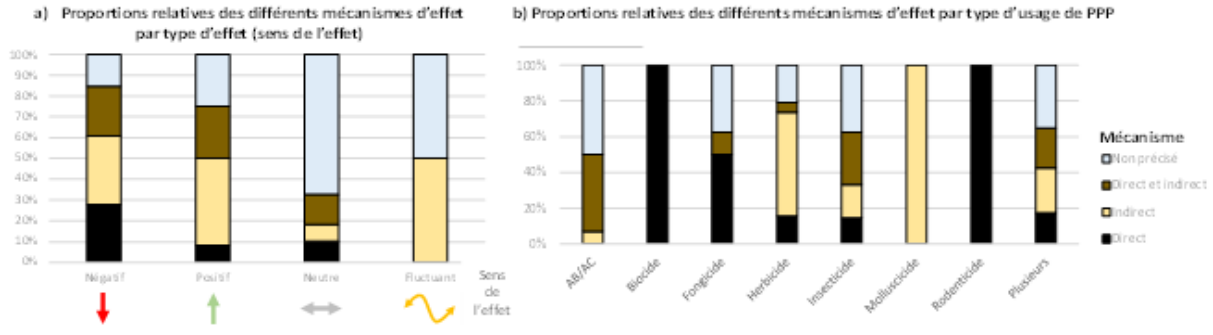


Figure 9-5. Proportions relatives des différents mécanismes d'effets en fonction **a**) du sens des effets, et **b**) des types d'usage des PPP (AB : agriculture biologique ; AC : agriculture conventionnelle).

Seuls les rodenticides et les biocides ne sont associés qu'à des effets directs dans cet extrait du corpus, et parallèlement les fongicides sont mis en relation avec des effets directs ou conjoints directs et indirects mais pas aux effets indirects seuls. A l'inverse, les molluscicides ne sont associés ici qu'à des effets indirects. D'une manière

générale, les mécanismes directs et indirects entrent en jeu dans les impacts négatifs des PPP sur la biodiversité et ce pour les différents types d'usages de PPP. Le constat est le même si l'on considère les différentes familles chimiques, les deux types de mécanismes sont rapportés seuls ou conjointement (données non représentées).

Considérant les impacts négatifs, des effets directs et indirects sont rapportés chez les différents taxons et pour les différents types d'usage (Figure 9-6). La part des effets directs semble prédominante chez les amphibiens/reptiles par rapport aux autres taxons, et chez les mammifères s'agissant des effets des rodenticides. Chez le groupe le plus étudié, les oiseaux, où il est possible de comparer différents types d'usage car ils sont tous ou presque représentés et où un grand nombre d'études est disponible, on note que des mécanismes directs et indirects interviennent pour les fongicides, les herbicides, les insecticides, et plusieurs modes d'usages conjoints. La part des effets indirects est généralement aussi conséquente voire plus conséquente que la part des mécanismes directs, et les situations où les effets directs et indirects sont conjoints représentent la majorité des cas et atteint des proportions relatives élevées de près de 70% des mécanismes d'effets mentionnés par exemple pour les comparaisons systèmes avec usage de PPP *versus* sans usage de PPP.

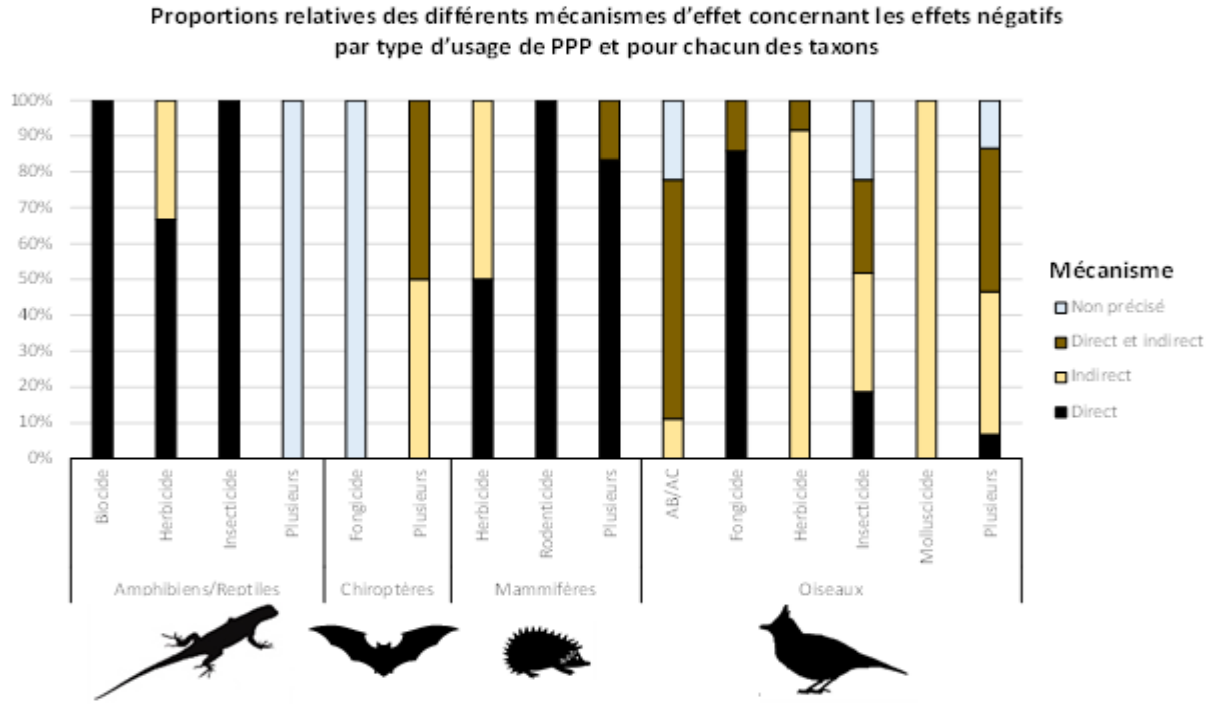


Figure 9-6. Proportions relatives des différents mécanismes d'effets, pour les effets négatifs uniquement, en fonction du type d'usage et des taxons.

3.4. Cadrage et structuration de l'analyse

Dans le chapitre traitant des effets des PPP sur les vertébrés terrestres, la précédente ESCo de 2005 se concentrait sur les OC et les OP. Ces produits étant pour la plupart interdits en Europe, nous ne revenons que ponctuellement sur eux dans cette analyse. Le lecteur est renvoyé au rapport de 2005 pour plus d'information à leur sujet. De plus, des changements importants sont intervenus dans le contexte européen avec la mise en pratique du règlement 1107/2009[2] sur l'autorisation de mise sur le marché (AMM) des PPP, les documents guides EFSA (European Food Safety Authority, 2009) sur les lignes directrices applicables à l'évaluation du risque environnemental des PPP sur les mammifères et les oiseaux ainsi que plusieurs opinions scientifiques portant sur les vertébrés terrestres

[2] Parlement européen, 2009. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *OJ L 309, 24.11.2009,* p. 1-50 https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

(Ockleford *et al.*, 2018) sur les amphibiens et reptiles ; (Hernandez-Jerez *et al.*, 2019) sur les chiroptères) qui montrent l'attention particulière portée par les autorités d'enregistrement à cette problématique. En parallèle, la recherche académique s'est portée de plus en plus sur les substances d'usage courant entre 2000 et 2021.

En se basant sur l'expertise des membres du groupe de travail et l'analyse préliminaire des ressources bibliographiques disponibles, il a été constaté que, parmi les vertébrés terrestres, les spécificités écologiques et biologiques (régime alimentaire, physiologie, habitats…) des différents taxons et/ou guildes engendraient des situations factuellement ou potentiellement différentes d'un point de vue écotoxicologique. Ainsi, dans les sections de ce chapitre, il a été retenu de distinguer six groupes taxonomiques et/ou trophiques : **les mammifères hors chiroptères, les chiroptères, les oiseaux carnivores (rapaces), les oiseaux insectivores ou granivores, les reptiles et les amphibiens en phase terrestre**. L'essentiel des publications concernant les amphibiens en phase aquatique ou strictement aquatiques est analysé dans le Chapitre 11.

Pour chacun de ces groupes, ce chapitre synthétise les connaissances relatives aux effets populationnels ou communautaires des PPP (section 4.1) suivies par celles sur les effets directs aux niveaux individuel et infra-individuel (section 4.2) puis sur l'exposition aux PPP sans recherche de relation avec les effets (section 4.2.4). Ensuite, les mécanismes indirects par lesquels les PPP impactent les vertébrés terrestres sont décrits (section 4.3) Les effets des PPP sur les services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres sont présentés dans le section 5. Suivent des sections plus générales sur les facteurs aggravant les effets des PPP qui ont été identifiés dans la littérature scientifique (section 6) puis les évolutions scientifiques et méthodologiques récentes dans ce domaine de recherches (section 7). Ensuite, une synthèse des connaissances spécifiques dans les DROM-COM est proposée (section 8). Ce chapitre se termine par une synthèse pour chacun des six groupes taxonomiques et/ou trophiques, une synthèse générale (section 9) et par des pistes sur les orientations de recherche à mener dans les années à venir (section 10).

4. Effets des pesticides sur les vertébrés terrestres

4.1. Effets populationnels et communautaires

Au cours des deux dernières décennies, de nombreuses publications font état de déclins de populations chez différents groupes de vertébrés insectivores, granivores et/ou carnivores. Parmi les causes de déclin, l'agriculture et les substances toxiques sont souvent mentionnées mais les PPP ne sont clairement identifiés que dans quelques cas (par ex. vautours). La majorité des études menées sur ces effets populationnels compare de façon globale des modes de gestion agricole (par ex. AC *versus* AB) ou utilise des approches corrélatives comparant densités ou tendances de populations et intensité de traitements, souvent à large échelle spatiale voire temporelle. Dans certains cas, les quantités de PPP sont estimées approximativement (tendances de ventes ou tonnage national utilisé) ce qui limite les possibilités d'inférence des réponses observées. Ces méthodologies permettent rarement de séparer la contribution des différents facteurs et pratiques (paysage et habitats, type de cultures, gestion des sols, usage PPP et autres intrants…) et, dans le cas des PPP, d'identifier les mécanismes responsables des réponses mesurées, notamment les effets toxiques directs et/ou les effets indirects.

Cas des oiseaux granivores et insectivores

En ce qui concerne la faune a*via*ire, si quelques espèces montrent des tendances stables ou croissante (par ex. certains colombidés et corvidés), la littérature internationale s'accorde sur un déclin généralisé des oiseaux des agrosystèmes en particulier des passereaux en Europe et en Amérique du Nord (Stanton *et al.*, 2018 ; Bowler *et al.*, 2019 ; Rosenberg *et al.*, 2019 ; Fontaine *et al.*, 2020 ; Reif et Hanzelka, 2020). La quasi-totalité des espèces en fort déclin ont en commun des régimes alimentaires comportant, *a minima*, une part d'insectes, essentiels au printemps pour l'élevage des jeunes, même chez des espèces qui sont granivores et/ou frugivores à d'autres saisons. Les insectivores stricts (surtout ceux chassant les insectes aériens) et certaines espèces nichant au sol

(à la fois granivore et insectivores) présentent les plus forts déclins, en grandes cultures et en prairie (Stanton *et al.*, 2018 ; Li *et al.*, 2020).

D'un point de vue général, le déclin des populations d'oiseaux doit être considéré dans une perspective plus globale incluant les changements d'occupation et d'intensification d'usage des sols (par ex. agriculture et urbanisation), l'homogénéisation des paysages, les causes directes de mortalité induites par les activités anthropiques (par ex. collision avec les bâtiments/véhicules/éoliennes, prédation par les chats domestiques) et les changements climatiques (par ex. sécheresse ou pluviosité extrêmes, décalages météorologiques par rapport aux périodes de migration) (Stanton *et al.*, 2018 ; Brain et Anderson, 2019 ; Spiller et Dettmers, 2019). Le rôle de l'évolution des pratiques agricoles après-guerre dans cette perte de biodiversité est reconnu. Certains travaux se sont attachés à distinguer la contribution des PPP par rapport au rôle des autres évolutions concomitantes de l'AC (par ex. homogénéisation paysagère, faible diversité de cultures, mécanisation…) (Robinson et Sutherland, 2002 ; Donald *et al.*, 2006 ; Guerrero *et al.*, 2012 ; Mineau et Whiteside, 2013 ; Hallmann *et al.*, 2014 ; Hill *et al.*, 2014 ; Belden *et al.*, 2018). Considérant la convergence de très nombreux résultats, l'usage de PPP serait un des facteurs prédominants dans le déclin de la biodiversité des oiseaux des agrosystèmes, *via* des effets directs et/ou indirects (Fox, 2004 ; Mineau *et al.*, 2005 ; Bright *et al.*, 2008 ; Gibbs *et al.*, 2009 ; Mineau et Whiteside, 2013 ; Chiron *et al.*, 2014 ; Jeliazkov *et al.*, 2016 ; Stanton *et al.*, 2018 ; Moller, 2019).

Actuellement, là où ils sont encore utilisés ou ont été utilisés depuis 30 ans, les insecticides, en particulier les NN et carbamates, sont principalement mis en cause, à partir d'analyses corrélatives à large échelle entre usages de PPP et dynamiques d'abondance d'espèces. Dans un travail d'estimation des conséquences populationnelles des mortalités induites par le carbofuran aux USA, Mineau *et al.* (2005) avancent un chiffre de plusieurs dizaines de millions de passereaux vraisemblablement victimes d'intoxications aiguës. Néanmoins, depuis, le calcul de la mortalité potentielle des oiseaux par intoxication (fonction des traitements associés à chaque culture et des surfaces concernées) a semblé diminuer dans les années 2000, avec quelques exceptions telles que les cultures de petits fruits. Ces résultats sont en grande partie la conséquence d'évolutions réglementaires avec remplacement des composés les plus dangereux par de nouveaux PPP présentant une plus faible toxicité aiguë pour les oiseaux (Mineau et Whiteside, 2006). Ainsi, en Amérique du Nord, le déclin des oiseaux dans les agrosystèmes prairiaux était plus fortement corrélé à l'utilisation d'insecticides à forte toxicité aiguë sur les espèces non cibles, qu'à la perte d'habitats prairiaux sur la période 1990-2000 (Mineau et Whiteside, 2013). En réanalysant les données utilisées par Mineau et Whiteside (2013) avec une approche statistique alternative et en incluant d'autres variables relatives aux habitats, Hill *et al.* (2014) aboutissent à une conclusion opposée, i.e., les changements liés aux habitats (disparition et intensification d'usage des prairies) expliqueraient plus plausiblement le déclin des populations d'oiseaux prairiaux que la toxicité aiguë des PPP utilisés. Néanmoins, dans cette nouvelle analyse, les PPP conservent un effet négatif significatif sur les dynamiques d'oiseaux prairiaux aux USA. Des études récentes menées sur la base de corrélation à large échelle entre suivi à long-terme d'abondance d'oiseaux chanteurs et usage estimé de PPP (tous ou certaines familles) (par ex. Stanton *et al.*, 2018 ; Li *et al.*, 2020) ont renforcé les conclusions formulées par Mineau et Whiteside (2013) en pointant l'influence majeure des insecticides, même s'ils ne sont pas la seule cause modulant les dynamiques de populations (*cf.* section 6 de ce chapitre). Des relations significatives ont été démontrées entre le déclin des populations d'oiseaux nicheurs aux USA entre 2008 et 2014, particulièrement pour les espèces prairiales et les espèces insectivores, et l'augmentation de l'usage de NN (Li *et al.*, 2020). Tennekes et Zillweger (2010) ont formulé l'hypothèse que la contamination des eaux de surface par les NN aux Pays-Bas et plus largement serait un facteur responsable de la diminution de biomasse d'insectes à l'échelle continentale qui serait elle-même à l'origine de la majorité des déclins généralisés d'oiseaux. En Europe, des corrélations négatives dans l'espace et le temps entre l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs et l'usage de NN (Lennon *et al.*, 2019) ou leurs concentrations dans les eaux de surface (Hallmann *et al.*, 2014) ont été mises en évidence. La significativité de la relation n'a pas été modifiée par l'intégration d'autres causes possibles liées à l'intensification agricole (changement d'usage des terres, surface cultivée, fertilisants). Ainsi, 6 (Alouette des champs, Hirondelle rustique, Bergeronnette printanière, Etourneau sansonnet, Fauvette grisette, Grive draine) des 15 espèces de passereaux ont montré une corrélation négative significative aux concentrations d'imidaclopride dans les eaux de surface, ces patrons spatiaux de diminution d'abondance apparaissant après l'introduction de l'imidaclopride aux Pays-Bas (Hallmann *et al.*, 2014).

L'utilisation des herbicides et fongicides spécifiquement est moins considérée dans ce type de travaux, liant risque toxique des SA et tendances populationnelles. Ainsi, la bibliographie ne permet pas de tirer des conclusions aussi détaillées sur leur implication aux échelles communautaires et populationnelles que pour les insecticides.

Plusieurs études se sont attachées à rechercher des corrélations entre des caractéristiques des populations ou communautés d'oiseaux et les usages PPP sans distinction de types. En Amérique du Nord, les populations de 74% des espèces d'oiseaux associées aux agrosystèmes ont décliné de 1966 à 2013, la diminution la plus sévère touchant les insectivores aériens suivis des espèces de prairies et de landes buissonnantes (Stanton *et al.*, 2018). Un déclin fortement concordant avait été observé pour de multiples espèces durant les décennies 1960 à 1980. La revue de la littérature menée sur 122 études pour expliquer ces déclins (démarche basée sur le poids de l'évidence "*weight of evidence*" et l'analyse de la convergence de résultats) a montré que les PPP (42% des études) puis la perte et la modification des habitats (27% des études) étaient prépondérants dans l'effet négatif sur les oiseaux agricoles. Les PPP et la fauche/récolte avaient systématiquement les effets les plus négatifs, 93% des réponses observées étant négatives pour les PPP et 81% pour la fauche/récolte (Stanton *et al.*, 2018). Au Danemark entre 1983 et 2001 (Fox, 2004), l'arrêt du déclin (10/27 espèces) voire l'augmentation (12/27 espèces) de l'abondance d'oiseaux des milieux agricoles coïncident avec une diminution de l'usage des PPP et des fertilisants et l'augmentation importante des surfaces en AB. Néanmoins, il n'est pas possible d'assurer la causalité à partir de cette analyse corrélative.

Parallèlement à ces suivis long-terme, un impact négatif de l'usage de PPP sur l'abondance ou la diversité des oiseaux a été montré à travers des études de terrain contrôlées ou semi-expérimentales. En comparant les sites cultivés en AB ou AC appariés selon l'habitat et la localisation géographique au Canada, il a été montré que l'abondance globale des oiseaux, mais pas la richesse, était plus forte sur les sites en AB que les sites en AC, et qu'un plus grand nombre d'espèces était observé pour 5 guildes (dont les oiseaux prairiaux) sur les sites en AB (Kirk *et al.*, 2011). Aucune guilde ne présentait une richesse ou une abondance plus forte dans les exploitations conventionnelles. Les pratiques agricoles seules (par rapport à d'autres modèles incluant des variables d'habitat seules, des variables de prédation seules, et globaux incluant tous les types de variables) étaient les facteurs qui expliquaient le mieux l'abondance totale des oiseaux, la richesse des oiseaux prairiaux, la richesse et l'abondance des oiseaux insectivores aériens, et l'abondance des nicheurs au sol. Parmi les 10 variables de pratiques agricoles, 5 d'entre elles, dont l'usage d'herbicides, étaient significatives dans les modèles sélectionnés pour expliquer l'abondance et/ou la richesse totale ou des différentes guildes. A travers une analyse de risque, les auteurs indiquent que l'usage d'herbicides pouvait faire diminuer la richesse des oiseaux prairiaux d'une espèce en moyenne (35% de diminution, variation de 3,4 à 2,3 espèces) et que l'AB pouvait bénéficier aux espèces à enjeu de conservation (49% d'augmentation, variation de 7,6 à 11,4 espèces prairiales) (Kirk *et al.*, 2011). Plus récemment, une autre étude analysant la composition et diversité des communautés a*via*ires sur un dispositif similaire n'a pas mis en évidence ce fort déterminisme des pratiques agricoles, mais plutôt celui du paysage en lien avec la diversité des types d'occupation des sols (Kirk et Lindsay, 2017). Néanmoins, par une analyse statistique permettant de contrôler cet effet du paysage, l'usage de PPP (traitements de semences, herbicides et nombre de passage) est ressorti comme un facteur limitant la biodiversité a*via*ire. En grande culture, l'alouette des champs semblerait avoir de meilleures performances de reproduction dans les parcelles en AB, néanmoins, l'importance des interventions mécaniques induit aussi un fort taux de destruction des nids (Kragten *et al.*, 2008). D'autres travaux basés sur des réseaux de fermes ont montré que la diminution d'usage des PPP associée à la diversification des cultures a favorisé certaines espèces d'oiseaux typiques des milieux agricoles dont les populations ont augmenté significativement (Henderson *et al.*, 2009).

De manière plus précise, tout en évaluant parfois aussi les effets sur la composition des communautés ou l'abondance des espèces, des travaux se sont aussi intéressés à l'échelle populationnelle *via* une évaluation de divers paramètres du succès reproducteur de certaines espèces (souvent cavernicoles mais pas exclusivement). Dans des milieux agricoles du Sussex en Angleterre, la phénologie et le succès reproducteur de diverses populations de passereaux ont été finement analysées pendant plusieurs années, au regard des pratiques agricoles et éléments semi-naturels, entre diverses exploitations et de la dynamique de disponibilité de leurs items alimentaires (Brickle *et al.*, 2000 ; Boatman *et al.*, 2004 ; Morris *et al.*, 2005 ; Hart *et al.*, 2006) avec des résultats

synthétisés dans un rapport très complet de Bright *et al*. (2008). D'une manière générale, les PPP (insecticides, fongicides, herbicides) ont été associés à des diminutions de divers indicateurs du succès reproducteur (i.e., nombre de jeune à l'envol, survie des jeunes) chez la Perdrix grise, le Bruant jaune, le Bruant proyer, et dans une moindre mesure sur l'Alouette des champs et l'Hirondelle rustique pour lesquelles toutes les études ne relatent pas d'effets (Bright *et al.*, 2008). Pour l'alouette, il y a une très forte dépendance des résultats selon le contexte paysager (présence de surface enherbées non cultivées) des exploitations.

Dans les vergers, un type de grandes cultures très fortement traitées, d'importants effets négatifs d'anciens OC sur les taux d'éclosion du Merlebleu de l'Est (*Sialia sialis*) et une influence négative des PPP actuellement utilisés sur divers descripteurs du succès de reproduction (par ex. fertilité des œufs, survie des poussins, succès de reproduction) chez le Merlebleu de L'Est et l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*) ont été rapportés (Bishop *et al.*, 2000). Des effets de l'usage de PPP sur les populations en termes de *sex ratio* ont également été montrés chez les oiseaux, avec par exemple, un *sex ratio* dévié en faveur des femelles chez les jeunes de Mésange charbonnière (*Parus major)* issus de vergers exploités en AC par rapport à des vergers en AB ou agriculture raisonnée (Bouvier *et al.*, 2016).

Dans le cadre d'usage de PPP en forêt, surtout d'herbicides (très souvent du glyphosate en phase de régénération) ou d'insecticides (plantations jeune et âgée), les études sont souvent de courte durée, i.e., une à trois années, suite à un unique traitement sur une parcelle de faible taille. Dans leur étude, Falcone et DeWald (2010) n'ont pas mis en évidence d'effet d'un traitement au sol avec de l'imidaclopride, sur la composition de l'avifaune. Parmi les études les plus complètes, plusieurs travaux ont été publiés par une équipe américaine travaillant sur plusieurs sites par une approche de type BACI (*Before-After / Control - Impact*) (Betts *et al.*, 2013 ; Kroll *et al.*, 2017 ; Rivers *et al.*, 2019 ; Stokely *et al.*, 2021). Dans l'ensemble ces travaux démontrent des effets négatifs sur les abondances de certaines espèces plus que d'autres et une réduction de la richesse en espèces des communautés d'oiseaux forestiers. De plus, quelques années après l'arrêt des traitements herbicides, une récupération s'observe. Il s'agirait majoritairement d'effets indirects, *via* la disparition d'habitat (strate basse de régénération) tant que la pression herbicide perdure, celle-ci pouvant durer plusieurs années après la plantation de jeunes arbres. Cependant, cette pratique est très peu développée en Europe mais doit être considérée du fait du faible nombre d'études.

D'une manière générale, la majorité de ces travaux est basée sur des analyses de corrélation entre tendance de populations et usage de PPP, sans causalité démontrée à ces larges échelles. Cependant, les travaux les plus récents inspirés des approches épidémiologiques (par ex. corrélations spatiales et corrélations temporelles, méta-analyses, plausibilité biologique) réunissent des lignes d'évidence sur le rôle significatif des PPP. De plus, leur mise en relation avec les études *in situ* et les nombreux travaux expérimentaux en conditions contrôlées identifiant des liens de causalité entre exposition et effets, renforce l'hypothèse que les PPP sont un des facteurs majeurs du déclin des oiseaux en milieux agricoles, *via* des effets toxiques directs et/ou des effets indirects à travers la limitation de leurs ressources.

Dans les écosystèmes forestiers, toute généralisation serait spéculative mais il est avéré que certaines pratiques de gestion forestière (surtout documentées en Amérique du Nord) présentent des risques élevés si elles se généralisent (Stokely *et al.*, 2021).

Cas des oiseaux carnivores (rapaces)

Au cours du 20e siècle, les conséquences des OC sur les populations de plusieurs espèces de rapaces (Espin *et al.*, 2016) ont été largement étudiées et ont constitué un des premiers exemples d'identification d'effets des PPP sur la faune sauvage et la biodiversité en général. L'exposition des rapaces se fait généralement par transfert trophique, leur vulnérabilité étant associée à leur position au sommet des réseaux trophiques, leurs mœurs charognards et leur longue durée de vie (Rowe, 2008 ; Espin *et al.*, 2016). Actuellement, au niveau mondial, 52% des espèces de rapaces présentent des populations déclinantes et 18% sont classées comme menacées (McClure *et al.*, 2018). Si l'agriculture représente une des principales menaces identifiées, il est généralement considéré que c'est à travers la destruction et la dégradation de leurs habitats. La pollution, toutes sources et types confondus, affecterait 25% des espèces menacées dont 100% des vautours eurasiatiques et africains mais la contribution

spécifique des PPP sur les tendances récentes (i.e., 30 dernières années) n'a pas été précisément évaluée (McClure *et al.*, 2018).

D'un point de vue général, les études réalisées depuis 2000 concernent quasi-uniquement trois groupes de PPP : les IDC, les rodenticides anticoagulants et les OC, chacun présentant des contextes d'usage particuliers ayant conduit à des effets avérés ou potentiels sur les rapaces. Dans le cas des IDC, l'ensemble des publications disponibles fait référence à l'usage illégal de molécules le plus souvent interdites comme PPP, par exemple le carbofuran, l'aldicarbe ou le mévinphos qui sont introduites dans des appâts carnés distribués dans la nature pour tuer des carnivores vertébrés. Ces pratiques malveillantes sont constatées sur tous les continents. En ce qui concerne les rodenticides, deux principales familles ont été utilisées en usage agricole pour contrôler les pullulations de campagnols pendant la période 2000-2021, i.e., les molécules à propriétés anticoagulantes et les composés inorganiques comme le phosphure de zinc. En France, les dérivés de l'hydroxy-4-coumarine et indane-1,3-dione (anticoagulants) ne sont plus autorisés comme PPP : la chlorophacinone a été interdite en 2010 et la bromadiolone en 2020 alors que le phosphure de zinc est homologué depuis 2017. L'application d'anticoagulants à large échelle a été responsable de phénomènes d'intoxications secondaires dans le cas des rapaces qui sont très documentés dans la littérature scientifique. Enfin, les OC ont tous été progressivement interdits en usage agricole dans une grande partie du monde incluant la France (1971 pour le DDT, 1993 pour le chlordécone aux Antilles, 1998 pour le lindane, dernier OC autorisé en France en usage agricole). Ainsi, les études réalisées au cours de la période 2000-2021 sont en grande majorité relatives à l'imprégnation et aux effets dus aux usages passés de ces molécules persistantes et de leurs dérivés. Enfin, depuis 2000, aucune étude n'a mesuré les effets des PPP actuellement utilisés, dans les conditions d'usage autorisées ou non, sur les populations ou peuplements de rapaces.

A travers leur usage illégal mentionné ci-dessus, les IDC touchent 18 espèces de vautours (dont 15 sont à enjeux de conservation) parmi les 23 existant dans le monde mais leur contribution au déclin des populations n'est pas quantifiée (Plaza *et al.*, 2019). Seules trois études, toutes sur le Milan royal, ont estimé les effets de ces empoisonnements volontaires sur les populations. En s'appuyant sur des approches corrélatives ou de modélisation, ces pratiques illégales seraient responsables de déclins de populations estimés entre 31 et 43% en 20 ans en Espagne (Mateo-Tomas *et al.*, 2020) et à 20% sur l'île espagnole de Majorque (Tenan *et al.*, 2012). Dans des populations d'Ecosse, l'ensemble des destructions illégales de milans, très majoritairement dues aux empoisonnements volontaires, provoque des diminutions des taux de survie variant de 0,03 à 0,17 selon la classe d'âge considérée. La projection faite à l'aide d'un modèle de dynamique de population suggère que cette mortalité additionnelle entraîne une diminution de 0,14 du coefficient de croissance de la population, mettant en péril les efforts de conservation engagés sur le milan royal dans certaines régions (Smart *et al.*, 2010). Ces PPP interdits continuent de représenter une menace pour les rapaces en Europe (Kitowski *et al.*, 2021) et en France (Berny *et al.*, 2015).

Dans le cas des rodenticides anticoagulants, aucune étude spécifique ne s'est intéressée aux effets populationnels malgré les nombreux épisodes de mortalité, massifs pour certains rapaces (*cf.* section 4.2.1). En Espagne dans la région de Castilla y León, les campagnes de traitements rodenticides en plein champs menées entre 2004 et 2008 auraient entraîné des déclins du nombre de couples nicheurs de Milan royal variant entre 27 et 42% selon l'intensité des traitements (Mougeot *et al.*, 2011). A une échelle plus locale en Auvergne, l'utilisation intensive de bromadiolone est suspectée d'avoir causé la diminution de près de 50% des effectifs d'une population de 20 couples (Coeurdassier *et al.*, 2014a). Dans les deux cas, ces estimations reposent sur des observations de terrain sans prise en compte des autres causes possibles ce qui permet difficilement de tirer des conclusions robustes. Un contexte particulier et non agricole d'utilisation des rodenticides (anticoagulants et autres) est leur application à large échelle dans des îles pour lutter contre les espèces de mammifères invasives. S'ils ne seront pas développés dans cette analyse, plusieurs constats liés à cet usage insulaire font état de mortalité et d'effets populationnels sur des rapaces (Hindmarch et Elliott, 2018). En complément des épisodes de mortalité liés à l'usage agricole des rodenticides, l'imprégnation fréquente des rapaces à des mélanges d'anticoagulants a été mise en évidence par plusieurs réseaux nationaux de surveillance (Lopez-Perea et Mateo, 2018 ; Badry *et al.*, 2021). Considérant 40 études regroupant 3048 individus appartenant à 34 espèces, Lopez-Perea *et al.* (2018)

déterminent que des résidus d'un ou plusieurs rodenticides anticoagulants ont été détectés dans 58% des oiseaux analysés, les concentrations hépatiques reportées étant supérieures à 0,1 µg.g^{-1}, seuil compatible avec l'apparition de coagulopathies (Rattner *et al.*, 2014), dans 50% des cas. Les traits écologiques spécifiques généralement associés à des niveaux élevés d'imprégnation sont la spécialisation du régime alimentaire sur les rongeurs et/ou les mœurs charognards même opportunistes (Lopez-Perea et Mateo, 2018). Cependant, des fréquences de détection de résidus d'anticoagulants élevées (> 80% des individus analysés) ont également été rapportées chez une espèce présentant des traits écologiques différents, l'Autour des palombes (Badry *et al.*, 2021). Comme discuté dans la section 4.2.1, en dehors des coagulopathies, les effets sublétaux potentiellement induits par des niveaux d'exposition faibles et leurs conséquences sur les populations n'ont pas été évalués. Enfin, parmi les cas d'imprégnations aux anticoagulants évoqués précédemment, au moins 90% sont dus à des usages uniquement biocides puisque l'utilisation agricole n'est pas autorisée dans les pays concernés (Danemark, Royaume-Uni, Allemagne) ou que les contextes d'exposition sont très majoritairement urbains (USA).

Si les réponses populationnelles des rapaces exposés à des OC (DDT, cyclodiènes…), incluant déclin et résilience, font partie des plus documentées pour la faune sauvage au cours de la période 1950-2000, les effets de ces PPP sur leurs populations ou peuplement n'ont pas été évalués ultérieurement. Depuis 2000, la majorité des études consacrées aux OC a surveillé l'imprégnation des populations de rapaces, en particulier dans l'hémisphère nord. Les effets potentiels sur les populations ou les traits de vie individuels (survie, succès de reproduction) ont été rarement évalués mais le plus souvent discutés sur la base de comparaisons entre les concentrations mesurées et des concentrations toxicologiques de référence disponibles dans la littérature scientifique. Si des empoisonnements létaux au chlordane, cyclodiènes et dérivés ont été signalés aux USA au début des années 2000 (Okoniewski *et al.*, 2006), les niveaux globaux d'imprégnation aux OC tendent à diminuer depuis plusieurs décennies dans de nombreuses régions du monde, notamment en Europe (Helander *et al.*, 2008 ; Newton, 2013 ; Gomez-Ramirez *et al.*, 2014 ; Gomez-Ramirez *et al.*, 2019 ; Sun *et al.*, 2020). Cependant, dans certains pays, comme l'Argentine où ces PPP sont encore utilisés, des études récentes montrent que les concentrations plumaires en OC sont très supérieures à celles mesurées chez des rapaces européens ou asiatiques (Martinez-Lopez *et al.*, 2015). Globalement, le DDE (métabolite persistant du DDT) est détecté le plus fréquemment (souvent dans 50 à 100% des individus analysés) et aux plus fortes concentrations comparé aux DDT et autres SA, notamment le lindane (γ-HCH), l'hexachlorobenzène (HCB), le chlordane, les cyclodiènes et leurs dérivés (van Drooge *et al.*, 2008 ; Berny *et al.*, 2015 ; Sun *et al.*, 2020). Dans le cas du DDE, il a été montré que les concentrations hépatiques (log-transformées) augmentent linéairement avec le pourcentage de la biomasse d'oiseaux dans le régime alimentaire de 18 espèces de rapaces européens alors qu'aucune relation n'a été établie avec le fait qu'elles soient ou non migratrices transsahariennes (van Drooge *et al.*, 2008). Si les niveaux d'imprégnation mesurés dans la plupart des régions du monde incluant la France sont inférieurs aux seuils toxiques (par ex. Scharenberg et Struwe-Juhl, 2006 ; Berny *et al.*, 2015), des concentrations en DDE compatibles avec des perturbations de la reproduction ont été mesurées chez plusieurs espèces en Espagne (Martinez-Lopez *et al.*, 2007 ; Garcia-Fernandez *et al.*, 2008 ; Gomez-Ramirez *et al.*, 2012). Aucun suivi n'a été mené sur des œufs de rapaces en France au cours des 20 dernières années. De plus, aucune information n'est actuellement disponible sur les effets des OC sur les rapaces ou même sur leur exposition dans les territoires ultra-marins français. Cette absence de données est particulièrement critique dans les Antilles françaises où la contamination des sols, de l'environnement et des réseaux trophiques par le chlordécone est un des principaux enjeux de santé publique et probablement de santé environnementale.

Cas des mammifères hors chiroptères

Les effets populationnels sont rarement étudiés donc globalement peu démontrés. Toutefois, quelques études sur des populations sauvages permettent d'aborder cette problématique. Dans le département du Doubs (France), les densités relatives de renard roux ont été corrélées négativement avec l'intensité des traitements à la bromadiolone, un rodenticide anticoagulant appliqué en usage agricole (Jacquot *et al.*, 2013). Le secteur le plus fortement traité présentait des densités proches de 0 renard par km² sur 120 km² et < 0,5 renard par km² sur 1 000 km² l'année suivant les traitements, la prise en compte d'autres causes possibles de déclins suggérant que l'empoisonnement direct des renards expliquait le plus probablement les effets constatés. Ces auteurs ont également montré que les

populations impactées nécessitent au moins 2 ans pour retrouver des densités proches de celles des autres secteurs du département (Jacquot *et al.*, 2013). Dans un écosystème forestier, l'analyse croisée des effets des incendies et des traitements herbicides (pour limiter ces incendies) sur les populations d'écureuils *Sciurus niger* aux USA a démontré un lien entre l'application d'herbicide (hexazinone) et la diminution des populations. Cet effet serait lié à des changements dans la structure et la composition de la forêt, en particulier le déclin des densités de chênes (*Quercus laevis*), du fait de l'usage passé d'herbicides (effet indirect) (Boone *et al.*, 2017). En dehors de ces quelques exemples, l'effet des PPP sur les tendances à long terme ou à large échelle des dynamiques de populations de petits mammifères sauvages hors chiroptères, qu'ils appartiennent au groupe des rongeurs ou à celui des insectivores, est rarement abordé dans la littérature.

Cas des chiroptères et petits mammifères insectivores

Les populations de chiroptères ont subi de lourds déclins depuis la deuxième moitié du 20e siècle, et malgré les tendances actuelles relativement rassurantes quant à la santé des populations en Europe, un grand nombre d'espèces restent menacées (Zhang *et al.*, 2009 ; Bayat *et al.*, 2014 ; Park, 2015 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). Comme le soulignent les synthèses récentes, les particularités physiologiques, écologiques et comportementales des chiroptères en font, au sein des vertébrés terrestres, un groupe particulièrement à risque vis-à-vis des effets non intentionnels des PPP par exposition directe lors des traitements, par intoxication *via* l'ingestion d'items contaminés, et *via* la réduction de leurs ressources alimentaires (Mineau et Callaghan, 2018 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019 ; Oliveira *et al.*, 2021). Ce constat concerne autant les chiroptères insectivores que frugivores vis-à-vis des aspects d'exposition et d'intoxication (Oliveira *et al.*, 2021).

L'impact négatif sur les dynamiques de population et la diversité des chiroptères de l'exposition à des PPP « historiques » OC (DDT et lindane) et IDC (comme le chlorpyrifos), et des pyréthrinoïdes utilisés à la fois en agriculture et pour le traitement du bois (auquel les chiroptères peuvent être exposés dans leurs sites de dortoirs et maternité comme les charpentes) est suspecté (O'Shea et Johnston, 2009 ; Bayat *et al.*, 2014). L'exposition à des contaminants, dont les PPP et autres molécules organiques liées à l'activité industrielle par exemple, est avérée et a été identifiée comme une cause possible du déclin des populations de chauve-souris mais aussi de leur susceptibilité au « *White-nose syndrome* » (O'Shea et Johnston, 2009 ; Bayat *et al.*, 2014 ; Oliveira *et al.*, 2021 ; Torquetti *et al.*, 2021). Ainsi, les PPP sont identifiés parmi les causes potentielles de déclin des populations de chiroptères, mais des manques importants de connaissances permettent difficilement de mettre en évidence des tendances quantifiées sur les impacts populationnels des PPP actuellement utilisés (Bayat *et al.*, 2014 ; Afonso *et al.*, 2016 ; Mineau et Callaghan, 2018 ; Oliveira *et al.*, 2021).

Comme pour de nombreux autres groupes, le déclin des populations de chiroptères semble particulièrement marqué dans les écosystèmes agricoles dits "intensifs" et associé aux pratiques, incluant l'usage de PPP mais aussi les modifications paysagères comme la diminution de la diversité des habitats semi-naturels, la perte de connectivité *via* la disparition des haies, la réduction des surfaces de zones humides (Jones *et al.*, 2009 ; Park, 2015). Une étude de terrain en Angleterre montre une association entre l'intensification de l'agriculture et la diminution de l'abondance relative de musaraignes (*Sorex araneus* et *Neomys fodiens*) et de la Pipistrelle (*Pipistrellus pipistrellus*) entre des exploitations en AB et en AC (Pocock et Jennings, 2008). D'après les auteurs, cette différence serait liée à la diminution des habitats semi-naturels en bordure des parcelles, plus importante en AC qu'en AB, les intrants agrochimiques expliquant mal ces variations d'abondance. Sur la base d'une revue de la littérature incluant différents types de systèmes culturaux à travers le monde (14 études, dont 8 en Europe et 7 en région néotropicale), Park (2015) souligne un bénéfice pour les chiroptères de systèmes agricoles peu intensifs, notamment l'AB et l'agroforesterie, qui sont associées à de plus fortes abondances, richesses spécifiques et diversités de chiroptères et sont plus exploités par les chauves-souris pour l'alimentation. Ce constat est confirmé par les travaux plus récents, montrant de plus fortes richesses spécifiques, abondances et/ou activité des chiroptères en AB qu'en AC (Barre *et al.*, 2018 ; Put *et al.*, 2018).

Cependant, les données disponibles sont peu nombreuses et ont principalement porté sur la contamination des chauve-souris par des insecticides et comparent généralement des populations potentiellement exposées à des populations témoins (où les effets potentiellement confondants du paysage sont très présents). Dans l'ensemble,

il s'agit surtout d'études montrant soit une contamination, soit une association entre contamination et effet, sans démonstration du lien de causalité, comme pour la plupart des études portant sur les mammifères (Hernandez-Jerez *et al.*, 2019).

Cas des reptiles

Depuis plusieurs décennies, le groupe des reptiles connaît un déclin marqué, 15 à 32% des espèces étant classées comme menacées à l'échelle mondiale par l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (UICN) alors qu'en Europe, 42% des espèces connaissent des déclins de populations (Mingo, 2018). Les causes sont multiples – dégradation et fragmentations des habitats, espèces invasives, substances toxiques… –, et peuvent agir seules ou en interaction (McConnell et Sparling, 2010 ; Todd *et al.*, 2010). Les PPP font partie des principales menaces supposées, notamment en raison de la fréquentation des zones agricoles cultivées (par ex. habitats semi-naturels et parcelles) par les reptiles et de leur présence aux périodes de traitements (Ockleford *et al.*, 2018). Selon l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018), 42% des espèces européennes de reptiles (50 sur un total de 120) sont présentes dans les agrosystèmes et 33 à 50% d'entre elles présentent des facteurs de risque d'exposition aux PPP (FREP) élevés (Mingo *et al.*, 2016). Bien qu'aucune différence globale ne soit observée entre groupes taxonomiques, 16 espèces parmi les 20 présentant les FREP les plus élevés sont des lézards ce qui en fait le groupe de reptiles le plus vulnérable aux PPP d'après Mingo *et al*. (2016). Il a été souligné que la procédure européenne d'évaluation du risque ne prenait pas suffisamment en compte les reptiles (par ex. Bruhl *et al.*, 2013) et la récente expertise de l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) a fait écho aux précédents constats sur le manque de données et plus généralement d'études sur la toxicité des PPP sur ce groupe (Kohler et Triebskorn, 2013) malgré leur vulnérabilité supposée (De Lange *et al.*, 2009). Récemment, l'EFSA a proposé des objectifs spécifiques de protection des populations et communautés de reptiles relatifs à l'utilisation des PPP. Au niveau individuel, l'objectif proposé retient comme « point de bascule » (*tipping point*) l'induction d'effets considérés comme négligeables* sur la survie des adultes et des juvéniles alors qu'à l'échelle populationnelle, il s'agit d'effets faibles* et temporaires (quelques mois) sur l'abondance et/ou la distribution spatiale et/ou le coefficient de croissance de population (**cf.* Ockleford *et al.*, 2018 pour une définition des sens de « *négligeable* » et « *faible* » dans ce contexte). Ainsi, les travaux concernant les effets des PPP sur les populations et sur les traits d'histoire de vie individuels (survie, reproduction, croissance) seront plus particulièrement développés dans les synthèses qui suivent.

Peu d'études se sont intéressées aux effets des PPP sur les communautés et/ou les populations de reptiles et celles disponibles concernent principalement les lézards. D'un point de vue général, les 8 études retenues sont difficilement comparables en raison de contextes d'exposition et d'espèces ou groupes taxonomiques différents. Six d'entre elles révèlent des diminutions d'abondance, de taux de survie et/ou des modifications de structure des populations exposées, notamment de *sex ratio*, démontrant le potentiel des PPP à affecter négativement les populations de reptiles. En Australie, l'application d'insecticides chimiques (fipronil, Adonis®) ou biologique (*Metarhizium anisopliae* var. *acridium* Green Guard®) pour contrôler les densités de criquets n'a pas eu d'effet sur la communauté de lézards ou l'abondance des populations (Maute *et al.*, 2015) alors qu'à Madagascar, des diminutions d'abondance de 53% et 45% ont été mesurées chez 2 espèces de lézards 5 mois après l'épandage aérien de fipronil (Adonis®) (Peveling *et al.*, 2003). Des traitements réalisés à la deltaméthrine (Decis®), un insecticide pyréthrinoïde, dans le même contexte ont entraîné des déclins de 7,6% et 0,1% des populations de ces 2 espèces (Peveling *et al.*, 2003). La différence constatée d'effets du fipronil entre ces 2 études pourrait s'expliquer par la concentration d'application 6 fois inférieure dans l'étude australienne, mais aussi par des différences de sensibilités des organismes dans ces deux milieux. En Grèce, l'utilisation des herbicides 2,4-D et 2,4,5-T entre 1975 et 1984 a entraîné une diminution de 0,34 du taux de survie chez la tortue d'Hermann *Testudo hermanni*, notamment chez les juvéniles, provoquant la disparition quasi-totale de la population (Willemsen et Hailey, 2001). En l'absence de baisse de condition corporelle, ces mortalités additionnelles ont été imputées à la toxicité aiguë des herbicides plutôt qu'à une pénurie de nourriture causée par la destruction d'une partie du couvert végétal. Dans cette même étude, l'absence d'effets d'autres herbicides, le paraquat ou l'atrazine, sur les tortues d'Hermann dans des zones alentour est mentionnée sans plus d'informations (Willemsen et Hailey, 2001). Dans des zones cultivées au Portugal, aucune différence globale de densité et de *sex ratio* n'a été mise en évidence entre des populations

du lézard *Podarcis bocagei* vivant en bordures de parcelles traitées avec une combinaison d'herbicides et un insecticide ou conduites en AB (Amaral *et al.*, 2012a). Dans la parcelle traitée la plus intensivement, le *sex ratio* mesuré était biaisé en faveur des mâles. Parmi les différentes hypothèses formulées, les auteurs n'excluent pas que cela soit une conséquence directe ou indirecte de l'exposition aux PPP mais aucun élément objectif ne permet de le démontrer (Amaral *et al.*, 2012a). Dans le vignoble allemand, Mingo *et al.* (2017) ont échantillonné des individus de 4 populations de lézards *Podarcis muralis* le long d'un gradient d'exposition défini en fonction de la proportion de vignes dans chaque site d'étude. Au total, 23 formulations contenant des SA fongicides (dont 2 SDHI, le boscalid et le fluopyram) et herbicide, le glyphosate, ont été appliquées. Le *sex ratio* des populations des trois sites traités était biaisé en faveur des mâles mais un rapport direct de cause-à-effet n'a pu être établi avec l'exposition aux PPP (Mingo *et al.*, 2017). Alexander *et al.* (2002) se sont intéressés aux effets de la deltaméthrine sur 2 espèces de lézards sud-africains dans des enclos expérimentaux. Les doses testées correspondaient à la dose d'application recommandée et à 1,4 fois cette dose (17,5 et 25 $g.ha^{-1}$). Les taux de survie mesurés dans les 2 mois suivant les traitements variaient de 0 à 40% alors qu'ils étaient > 75% dans les enclos témoins. En milieu naturel où seule la dose recommandée a été testée, l'abondance avait diminué de 52-72% quatre semaines après le traitement insecticide. Ces populations avaient retrouvé des effectifs similaires à ceux des populations des sites témoins après 18 mois (Alexander *et al.*, 2002).

Cas des amphibiens en phase terrestre

Les amphibiens sont l'un des groupes taxonomiques les plus touchés par la réduction massive de biodiversité actuelle à l'échelle planétaire. Différents facteurs ont été identifiés, parmi lesquels la destruction d'habitats et les changements climatiques, les rayonnements UV, les pathogènes et l'introduction d'espèces invasives, mais également les PPP (Blaustein *et al.*, 2003 ; Hayes *et al.*, 2010 ; Kiesecker, 2011). Ces différents facteurs peuvent agir en interaction et de manière concomitante, et mener à des impacts aux différents niveaux d'organisation aboutissant à des déclins drastiques voire des extinctions de populations (Blaustein *et al.*, 2003 ; Hayes *et al.*, 2010 ; Kiesecker, 2011; Kohler et Triebskorn, 2013). Les déclins des populations d'amphibiens ont été mis en relation avec des prévalences importantes de maladies, et plusieurs auteurs indiquent que les PPP pourraient être la cause d'une augmentation des prévalences d'infections et d'effets délétères liés à des pathogènes et des parasites. Ces effets se manifestent à travers des effets toxiques directs d'ordre immunotoxique et de perturbation endocrinienne et des impacts indirects *via* les modifications des dynamiques des pathogènes ou parasites et de leurs différents vecteurs et hôtes (Christin *et al.*, 2003 ; Gendron *et al.*, 2003 ; Rohr *et al.*, 2008; Kiesecker, 2011 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Des épisodes de mortalité, des problèmes de développement et des échecs de reproduction suite à l'exposition à des PPP, y compris à des faibles doses et pour des SA actuellement utilisées ont également été évoqués (Rohr *et al.*, 2008 ; Bruhl *et al.*, 2013 ; Kohler et Triebskorn, 2013).

Les impacts délétères des PPP ont été mis en évidence pour diverses molécules dont la majorité sont à l'heure actuelle interdites d'usage (l'atrazine par exemple a été mise en cause dans des effets populationnels) (Hayes *et al.*, 2010), seul un nombre restreint de travaux concernant les PPP actuellement utilisés. Par ailleurs, la majorité des recherches sont conduites sur les stades larvaires et en milieu aquatique (*cf.* Chapitre 11), et ne seront pas détaillées dans ce chapitre qui est dédié aux phases terrestres. Au cours de la dernière décennie, quelques études ont mis en relation des déclins de populations avec l'usage de PPP. Les analyses concernent des données sur des stades ou des espèces terrestres, mais il n'est pas possible de quantifier la part d'effets des PPP liés à une exposition strictement aquatique, ou strictement terrestre, ou les deux. Aux États-Unis, chez la Grenouille à pattes rouges de Californie *Rana draytonii*, une première étude avait fortement suggéré que les PPP circulant par voie aérienne pouvaient représenter un facteur important du déclin de cette espèce dans la région étudiée par rapport à d'autres facteurs potentiels comme les rayonnement UV-B et l'altération de la qualité de l'habitat (Davidson *et al.*, 2001). Davidson *et al.* (2002) ont par la suite étudié les causes potentielles du déclin chez 8 espèces d'amphibiens en testant ces différents facteurs. Leurs travaux ont montré une forte association entre le déclin de 4 espèces et l'exposition aux PPP transportés par voie aérienne (proportion d'occupation du sol agricole en amont des sites étudiés par rapport aux vents), tandis que pour 2 autres espèces, les occupations du sol urbaine et agricole étaient fortement associées supportant l'hypothèse de destruction d'habitats (Davidson *et al.*, 2002).

Au Brésil, des extinctions locales et la réduction d'aire de distribution de l'espèce endémique arboricole *Scinax caldarum* seraient dues à l'usage massif d'intrants agrochimiques (Ferrante *et al.*, 2019). En Argentine, des différences ont été observées entre des populations d'amphibiens dans différents sites situés sur un gradient d'occupation du sol agricole, avec une plus faible richesse en site agricole mais une plus forte diversité (abondance plus élevée) et forte régularité par rapport aux sites de transition et forestiers (Sanchez *et al.*, 2013). Les résultats montrent également des différences sur les paramètres de reproduction des amphibiens en zone agricole, avec des modifications du nombre d'espèces en reproduction, des variations dans l'usage des micro-habitats et des différences dans les périodes de reproduction. Si ces auteurs suggèrent que l'occupation agricole a des effets négatifs sur la reproduction des amphibiens, ils ne mettent pas en relation directe ces effets avec l'usage de PPP (Sanchez *et al.*, 2013), ce qui ne permet pas de classer l'importance des différents impacts potentiels du dérangement, de l'altération d'habitat et des PPP.

Quelques travaux concernant la gestion sylvicole ont étudié les réponses des amphibiens, en comparant des modes de gestion comme le brûlis, les coupes à blanc suivies ou non de traitements herbicides, ou encore les coupes progressives avec ou sans traitements herbicides. Les populations de salamandres montrent des réponses en termes d'abondance, de démographie et reproduction ou activité, face aux différents modes de gestion, qui mettent en évidence l'importance des micro-habitats, de la température et de l'humidité, ainsi que de l'ouverture de la canopée (Homyack et Haas, 2009 ; O'Donnell *et al.*, 2015). Les modes de gestion étant parfois destructifs, il n'est pas aisé de séparer les effets des perturbations physiques des éventuelles perturbations chimiques liées à l'usage d'herbicides et de classer les modes de gestion à préconiser pour préserver les populations de salamandres dans les forêts exploitées. Enfin, un *sex ratio* extrêmement dévié en faveur des mâles ou des femelles (jusqu'à 100%) a été observé chez les amphibiens exposés lors de stades adultes ou terrestres à des fongicides comme les carbamates ou dithiocarbamates ou des herbicides comme l'atrazine (Harris *et al.*, 2000 ; Hayes *et al.*, 2010).

4.2. Effets individuels directs des pesticides sur les vertébrés terrestres

L'intérêt des études ciblant les échelles individuelles chez les vertébrés est de démontrer un lien de causalité entre l'exposition à un ou des PPP et leur(s) effet(s) sur les traits d'histoire de vie et autres paramètres de *fitness* des organismes (survie, reproduction, comportement, état sanitaire) ; et si possible d'en caractériser le(s) mécanisme(s) écophysiologique(s). Cela a pour conséquence de privilégier des approches en conditions contrôlées, pour limiter ou contrôler les possibles facteurs confondants (âge, sexe, nutrition, autres facteurs de stress). Certains effets individuels sont décrits de façon très globale mais parfois insuffisante pour les différents groupes les vertébrés terrestres. Il a été décidé de les regrouper en fin de chapitre. Il s'agit des effets perturbateurs endocriniens, des effets sur l'immunité et sur le microbiote.

4.2.1. Effets toxiques létaux ou sublétaux

Cas des oiseaux granivores et insectivores

Les réseaux de phytopharmacovigilance (PPV) européens (par ex. France, Royaume-Uni, Espagne) ont révélé de très nombreux cas d'empoisonnements directs accidentels chez les oiseaux. Dans l'immense majorité des cas depuis le début des années 2000, cela concerne des empoisonnements à la suite de l'ingestion de graines enrobées avec des NN (surtout l'imidaclopride), plus rarement d'autres molécules comme des fongicides (thirame). La mesure de résidus de PPP dans des cadavres a permis d'associer la mortalité d'espèces granivores (par ex. Perdrix grise, divers colombidés et passereaux) à une intoxication par l'imidaclopride suite à la consommation de semences enrobées (Berny *et al.*, 1999 ; Bro *et al.*, 2010 ; Mineau et Palmer, 2013 ; Millot *et al.*, 2017 ; Buchweitz *et al.*, 2019). Les cas concernant des passereaux sont moins souvent rapportés, en dépit d'un risque potentiel supérieur du fait de leur faible masse corporelle et de besoins énergétiques plus élevés (Mineau et Palmer, 2013 ; Buchweitz *et al.*, 2019). Pourtant, ils sont bien présents dans les chiffres de mortalité des réseaux (~5% des 15 000 oiseaux morts répertoriés par le réseau SAGIR de l'OFB (Decors *et al.*, 2011)). Un trait biologique de leur

comportement alimentaire peut limiter leur exposition : l'écorçage des enveloppes des graines que pratiquent nombre d'espèces de passereaux, avant de les ingérer (Avery *et al.*, 1997 ; Prosser et Hart, 2005). Néanmoins, ils restent très probablement sous-échantillonnés par ce type de suivis du fait de biais de détection liés à leur petite taille et à la rapidité de disparition ou dégradation des cadavres (Ponce *et al.*, 2010). En dépit de ces biais de détection terrain (de Snoo *et al.*, 1999; Vyas, 1999) et, des biais de diagnostic (lien de causalité avéré), un nombre important d'individus et d'espèces ont été catégoriquement identifiés comme victimes d'intoxication aiguë et létale induite par des NN utilisés en enrobage de semences. Néanmoins, ces phénomènes de mortalité foudroyante ne seraient vraisemblablement pas la cause première du déclin important de certaines espèces (par ex. Perdrix grise) en milieux agricoles, mais pourraient être un facteur aggravant. Considérant 103 incidents de mortalité de faune sauvage enregistrés entre 1995 et 2014 pour lesquels des analyses toxicologiques ont mis en évidence la détection de résidus d'imidaclopride, une approche de diagnostic visant à estimer le degré de certitude d'un empoisonnement par ce NN l'a révélé comme probable dans plus de 70% des incidents (Millot *et al.*, 2017). Les semis d'automne ont été identifiés comme les plus impactants en termes de mortalité induite par les NN (Millot *et al.*, 2017). Ces résultats montrent que des effets létaux dus à la consommation de semences enrobées à l'imidaclopride se produisaient régulièrement *in natura* et ont soulevé des questions sur les mesures d'atténuation des risques (Millot *et al.*, 2017). Ceci, d'autant plus que de nombreux autres effets directs sublétaux (physiologiques et comportementaux) et indirects des NN ont été démontrés, pour d'autres espèces que les seuls granivores (Gibbons *et al.*, 2015 ; Wood et Goulson, 2017 ; *cf.* ci-après sections 4.2 et 4.3). D'autres contextes d'empoisonnement de passereaux par des NN ont été relevés, par exemple à la suite de traitements d'arbres dans l'espace public en Californie (Rogers *et al.*, 2019).

Les insecticides IDC ont de longue date été impliqués dans les empoisonnements (primaires et secondaires) chez les oiseaux granivores, insectivores et autres guildes (Wobeser *et al.*, 2004 ; Mineau *et al.*, 2005 ; Kohler et Triebskorn, 2013 ; Millot *et al.*, 2015). Ils étaient considérés comme les insecticides présentant les plus fortes toxicités aiguës et le plus grand nombre de cas d'empoisonnements répertoriés, surtout en Amérique du Nord (Mineau et Callaghan, 2018). Des empoisonnements primaires au phosphure de zinc, rodenticide utilisé contre les rongeurs en plein champs, ont été rapportés chez la Grue cendrée (*Grus grus*) (Fanke *et al.*, 2011) et la bernache du Canada (Bildfell *et al.*, 2013). Cela peut résulter de mésusages par les utilisateurs, qui laissent des graines traitées en surface donc accessibles aux oiseaux.

Concernant les passereaux et quelques autres espèces dites focales, la majorité des études sur les effets individuels sublétaux ont été réalisées en laboratoire sur des espèces modèles (Colin de virginie, Caille japonaise, Perdrix rouge, Diamant mandarin, poulet, canard) plus rarement sur des colombidés et quelques passereaux (par ex. Bengali rouge *Amandava amandava*, Junco ardoisé *Junco hyemalis*, Moineau domestique *Passer domesticus*, Bruant à couronne blanche *Zonotrichia leucophrys*). Des études *in natura*, plus rares, ont également été menées sur des passereaux granivores et insectivores comme des moineaux, hirondelles, mésanges, bruants ou perdrix.

Les molécules les plus étudiées ont longtemps été les OC et OP, mais depuis une quinzaine d'années, ce sont les NN (imidaclopride, thiaméthoxame, clothianidine) et carbamates (thirame, mancozèbe) et plus récemment les fongicides triazolés. Plusieurs synthèses des effets individuels et infra-individuels des NN ont été réalisées récemment (Gibbons *et al.*, 2015 ; Wood et Goulson, 2017) mises à jour par Pisa *et al.* (2015) et Wood et Goulson (2017). Rappelons que même si les molécules identifiées dans ces études (par ex. chlorpyrifos, imidaclopride) sont aujourd'hui interdites en Europe (encore utilisées il y a quelques années, voire le sont encore *via* des autorisations dérogatoires), elles continuent à être largement utilisées en enrobage ou épandage dans de nombreux pays dans le monde. Les oiseaux migrateurs ne connaissent pas les frontières réglementaires. D'autres PPP d'utilisation courante aujourd'hui, mais moins identifiés du fait de l'absence d'effets foudroyants (intoxication mortelle) sont aussi concernés, tels que les fongicides triazolés, strobilurines, et des insecticides de la famille des pyréthrinoïdes et le fipronil, et quelques herbicides (sulfonylurées et phényl-urées). Ainsi, aux doses environnementalement réalistes d'exposition ou de contamination, ces PPP sont connus pour induire des effets sublétaux chez les oiseaux pouvant affecter à court ou long terme les dynamiques de population. Ainsi, la consommation exclusive de semences de céréales traitées à la dose d'application recommandée pour l'enrobage (imidaclopride, thirame, difénoconazole) peut entraîner des mortalités allant jusqu'à 50% des femelles en moins de 5 jours (Lopez-Antia *et*

al., 2013 ; 2015). La consommation de grains traités au flutriafol en-dessous de la dose recommandée entraîne chez la perdrix une diminution de moitié du succès de reproduction (Lopez-Antia *et al.*, 2018).

Des réductions de nourrissage et d'activité aboutissant le plus souvent à des pertes de poids et des risques pour la survie, à cause de l'affaiblissement et/ou d'une plus forte vulnérabilité à la prédation, sont connues chez la faune sauvage dans le cas des carbamates et OP (Kohler et Triebskorn, 2013). Divers OP (chlorpyrifos), NN (imidaclopride), phénylpyrazoles (par ex. chlorfenapyr) ont induit des pertes de poids ou réduit les réserves énergétiques chez divers oiseaux (Albers *et al.*, 2006 ; Eng *et al.*, 2017 ; 2019). Chez des colibris, la consommation d'imidaclopride contenu dans le nectar de fleur a induit une diminution de la dépense énergétique, sans autres effets détectés sur l'activité alimentaire, la réponse immunitaire ou l'acétylcholinestérase (English *et al.*, 2021). Les études en laboratoire et sur le terrain mettent en évidence de multiples effets négatifs de diverses familles chimiques de PPP (principalement les OC, OP et carbamates) sur plusieurs paramètres affectant le succès reproducteur d'espèces d'oiseaux : diminution de la qualité spermatique et de fertilité, des réductions de taille de ponte, succès ou taux d'éclosion et décalage temporel de ponte, des diminutions de survie ou perturbation de développement chez les juvéniles, affectant *in fine* le succès reproducteur (nombre de jeunes produits par adulte) (Bishop *et al.*, 2000 ; Brickle *et al.*, 2000 ; Hart *et al.*, 2006 ; Kitulagodage *et al.*, 2011 ; Lopez-Antia *et al.*, 2013 ; Lopez-Antia, 2015 ; Pandey et Mohanty, 2015 ; Ertl *et al.*, 2018 ; Eng *et al.*, 2019 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2019 ; Lopez-Antia *et al.*, 2021).

Des altérations comportementales sont également observées, par ex. pour les NN (Eng *et al.*, 2019). La perturbation de l'efficacité du vol et/ou de la navigation est apparue comme un critère sensible et pertinent d'exposition et d'effet sublétal des PPP chez les oiseaux (OP (Vyas *et al.*, 1995) ; OP et carbamates (Brasel *et al.*, 2007 ; Moye et Pritsos, 2010) ; OP et NN (Eng *et al.*, 2017)). Ces effets ont été associés à une perte de réserves énergétiques. Ainsi, même s'ils sont transitoires dans les conditions testées (doses < 25% DL50), ces effets sublétaux pourraient conduire à l'altération du succès de la migration des passereaux utilisant les milieux agricoles comme halte migratoire (Eng *et al.*, 2017 ; 2019).

En résumé pour les NN, alors que l'on considérait initialement que ces insecticides étaient moins nocifs pour les oiseaux en raison de leur moindre affinité avec les récepteurs nicotiniques chez les vertébrés par rapport aux insectes, des preuves de plus en plus nombreuses remettent aujourd'hui en question cette opinion (Mineau et Palmer, 2013). Leur toxicité aiguë aurait été sous-estimée d'un facteur 10 pour certaines espèces sauvages d'oiseaux, par rapport à celles déterminées sur les espèces modèles de Canard colvert ou Colin de Virginie. De la même manière, la toxicité chronique serait elle aussi mal prise en compte, tout comme les effets sublétaux, notamment en lien avec la consommation de semences traitées. Cette sous-estimation de la toxicité aiguë a eu de graves conséquences en termes d'intoxication mortelle et effets sublétaux non suivis liés à l'usage des NN en enrobage de semences, avec des études faisant état d'incidents récurrents dans de plusieurs pays d'Europe et d'Amérique du Nord. De récentes études ont étudié les associations entre la consommation de ressources alimentaires contaminées (graines, fruits ou insectes) et des répercussions sur des indicateurs d'état biologique liés au comportement, ou à la santé ou aux performances de reproduction des oiseaux ou mammifères (Eng *et al.*, 2017 ; Lopez-Antia *et al.*, 2018 ; English *et al.*, 2021; Moreau *et al.*, 2021 ; Poisson *et al.*, 2021 ; Sigouin *et al.*, 2021). De récentes recherches montrent un lien entre cette exposition par consommation d'alimentation contaminée et des perturbations du comportement migratoire (perturbation des dates de migration, orientation légèrement différente).

Une bibliographie de plus en plus étendue soulève le risque de la toxicité chronique, voire aiguë dans certaines conditions, des triazoles avec des effets sublétaux incluant une diminution du succès de reproduction et des effets infra-individuels détaillés ci-après.

Cas des oiseaux carnivores (rapaces)

La mortalité liée aux empoisonnements volontaires par les insecticides IDC ou à l'application de rodenticides anticoagulants à large échelle est l'effet individuel le plus documenté dans la littérature scientifique au cours de la période 2000-2021. Signalés partout dans le monde, les cas d'empoisonnements volontaires aux IDC font état de

mortalité impliquant quelques individus à plusieurs centaines, les espèces concernées étant le plus souvent des rapaces charognards (par ex. Plaza *et al*., 2019). Ces pratiques sont de ce fait considérées comme des menaces majeures pour la conservation de nombreuses espèces sur tous les continents (Smart *et al.*, 2010 ; Margalida, 2012 ; Katzenberger *et al.*, 2019 ; Plaza *et al.*, 2019). En France, de tels empoisonnements volontaires ont été rapportés pour le milan royal et plusieurs espèces de vautours (Berny et Gaillet, 2008 ; 2015). Il est difficile de définir une tendance sur l'évolution de ces pratiques entre 2000 et 2021 mais plusieurs articles répertoriant des cas récents ont été publiés ces dernières années ce qui montre qu'elles restent un problème d'actualité à l'échelle mondiale (Alarcon et Lambertucci, 2018 ; Plaza *et al.*, 2019) et nationale (Berny *et al.*, 2015). Malgré le contexte différent, l'usage agricole des rodenticides anticoagulants a également entraîné des intoxications secondaires et létales de rapaces dans différentes régions du monde (Olea *et al.*, 2009 ; Winters *et al.*, 2010) incluant la France métropolitaine (Berny et Gaillet, 2008 ; Coeurdassier *et al.*, 2012 ; 2014a ; 2014b) et l'île de la Réunion (Coeurdassier *et al.*, 2019). Le fait que les rongeurs sont des proies pour de nombreux rapaces explique en partie leur vulnérabilité aux anticoagulants. S'ajoute également leur plus grande sensibilité à ces molécules, la dose létale médiane de la diphacinone pour le Crécerelle d'Amérique étant 20 à 30 fois inférieure à celles mesurées pour les espèces d'oiseaux modèles utilisées en évaluation du risque comme le Colin de Virginie ou le Canard colvert (Rattner *et al.*, 2011). Si l'imprégnation très fréquente des rapaces à des mélanges d'anticoagulants a été mise en évidence par de nombreux réseaux nationaux de surveillance (*cf.* section 4.2.4), leurs effets individuels sublétaux sont peu connus (Lopez-Perea et Mateo, 2018). Dans les plantations de palmiers à huile de Malaisie ou les plaines cultivées espagnoles, l'utilisation d'anticoagulants a été corrélée avec une diminution du succès de reproduction et/ou de la croissance des poussins chez l'Effraie des clochers ou le faucon crécerelle, respectivement (Naim *et al.*, 2010 ; Naim *et al.*, 2011 ; Martinez-Padilla *et al.*, 2017). Des causes potentiellement directes et/ou indirectes (*cf.* section 4.2.4) sont évoquées par les auteurs mais n'ont pas été précisément étudiées. Les effets individuels induits par les OC « hérités » ou les PPP actuellement utilisés sur les rapaces n'ont fait l'objet d'aucune publication scientifique entre 2000 et 2021.

Cas des mammifères hors chiroptères

Les données les plus courantes en ce qui concerne les mammifères sont issues des réseaux de surveillance réguliers. A l'échelle européenne ou française, les réseaux existants (par ex. SAGIR en France, WIIS au Royaume-Uni) ont publié des bilans ou des synthèses permettant d'identifier les PPP associés à de la mortalité lors d'exposition aiguë *in natura*. Les substances les plus souvent identifiées dans ces données de réseaux de surveillance sont des IDC de toxicité élevée (Naim *et al.*, 2011), parmi lesquels on peut citer l'aldicarbe, le carbofuran, le parathion et le chlorpyrifos, ou encore les rodenticides anticoagulants. Tous les IDC précédemment cités sont aujourd'hui interdits en Europe mais ils sont encore présents ou importés de façon illicite. Dans une étude plus récente au nord de l'Italie, il a pu être montré un risque élevé d'intoxication de mammifères sauvages avec du métaldéhyde (anti-limaces) ou des insecticides, en lien avec les zones agricoles ou d'élevage. Dans tous les cas, l'hypothèse majeure reste un usage détourné de substances autorisées en agriculture pour détruire des mammifères considérés comme nuisibles (Di Blasio *et al.*, 2020). Ces données, issues de réseaux de collecte « opportuniste » (i.e., qui reçoivent les cadavres trouvés par hasard, sans protocole de recherche/échantillonnage systématique) ont permis d'identifier des substances à risque en raison de leur toxicité et/ou de leur utilisation. Il est cependant difficile d'estimer l'impact que peuvent avoir ces accidents sur les populations et la diversité des espèces dans un écosystème, une région ou un pays donné. Cependant, l'analyse affinée de ces données de réseaux met en exergue le rôle majeur de la toxicité aiguë et l'absence de lien entre mesure d'interdiction européenne et arrêt de l'utilisation illicite, dans la mesure où ces produits restent commercialisés ailleurs dans le monde. Les auteurs de ces suivis soulignent l'importance de la mise en place de mesures de contrôle sur les stocks, les ventes, les importations pour réduire la probabilité d'emploi illicite de ces PPP (Martinez-Haro *et al.*, 2008). Bien que les études publiées sur l'exposition *in vivo* de mammifères soient peu fréquentes, on trouve encore de nombreuses références bibliographiques sur des espèces de laboratoire proches (rongeurs, lapins) qui permettent de démontrer de multiples effets à l'échelle individuelle. Parfois, notamment dans les premières années de la période d'étude, des études de toxicité aiguë ont pu être menées sur plusieurs espèces sauvages gardées en captivité. Ainsi, McComb *et al.* (2008) ont étudié la toxicité du glyphosate administré par voie orale ou en injection

intrapéritonéale et ont comparé les effets observés avec ceux résultat d'une exposition *in situ* (essai en champ) sur plusieurs espèces de micromammifères de l'Orégon (dont la Souris sylvestre *Peromyscus maniculatus*, la Musaraigne de Trowbridge *Sorex trowbridgii*, le Tamia de Townsend, *Tamias townsendii* ou le Campagnol de l'Orégon *Microtus oregoni*). Dans ce contexte, la toxicité du glyphosate a été jugée modérée à faible (DL50 généralement > 1 000 $mg.kg^{-1}$), les animaux autopsiés ne présentaient aucune lésion et les études de terrain ont confirmé cette faible toxicité. En appliquant des concentrations proches des usages agricoles, voire dans les limites supérieures des doses recommandées, il est apparu que les animaux ne développent aucun trouble notable, en particulier aucune différence n'a pu être relevée dans les mouvements enregistrés par télémétrie chez les rongeurs (McComb *et al.*, 2008). Des synthèses de la littérature ont révélé des perturbations métaboliques de type dyslipidémie et hyperglycémie chez les mammifères exposés à un OP (diazinon) (Aramjoo *et al.*, 2021 ; Farkhondeh *et al.*, 2021). Chez un rongeur (Campagnol roussâtre), c'est une perturbation de la thermorégulation qui est observée avec l'exposition au chlorpyrifos (Dheyongera *et al.*, 2016).

Cas des chiroptères

Certaines de leurs particularités physiologiques comme l'hibernation, la thermorégulation et l'écholocation sont uniques chez les mammifères et font des chauve-souris des cas particuliers et potentiellement plus à risque notamment pour des composés neurotoxiques impliquant ces fonctions comme cela est désormais démontré chez les oiseaux. Il a, par exemple, été montré que l'exposition répétée à l'imidaclopride chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) à la dose de 20 $mg.kg^{-1}$ *per os* provoque une altération des déplacements dans une aire définie, malgré un apprentissage par écholocation. La perte de la mémoire était associée à des lésions d'apoptose de certaines zones de l'hippocampe. L'effet de l'imidaclopride est donc démontré, mais aucune donnée publiée à ce jour ne permet de confirmer son existence sur le terrain ni la réalité et le niveau de l'exposition *in natura* des chiroptères aux NN (Hsiao *et al.*, 2016). Toutefois une étude récente vient conforter ces données comportementales et suggère que l'altération des déplacements par écholocation de chauves-souris affecte probablement leur déplacements et activités de chasse (Wu *et al.*, 2020).

Cas des reptiles

Une dizaine d'expérimentations réalisées principalement sur des lézards et en conditions contrôlées a évalué les effets individuels des insecticides sur les reptiles. Les IDC ont été les plus étudiés, suivis des pyréthrinoïdes, Les réponses mesurées sont les traits d'histoire de vie, la morphologie (taille, masse ou condition corporelle), les signes cliniques d'intoxication (tremblements, spasmes) et/ou les comportements alimentaires ou locomoteurs. La disparité des conditions expérimentales retenues (SA seules ou en mélange, formulation commerciale ou non, durée et mode d'exposition, espèce étudiée) permet difficilement de tirer des conclusions sur la toxicité relative de ces insecticides pour les reptiles. De plus, le caractère réaliste ou non des doses d'exposition retenues est rarement mentionné. Ainsi, s'il est possible de conclure que les SA testées peuvent induire des effets sur les espèces exposées en conditions expérimentales, leur potentiel à affecter les individus et les populations en milieu naturel reste à démontrer. En laboratoire, des phénomènes de mortalité dus aux insecticides ont été constatés, les doses létales (DL50 ou autres) estimées suite à une exposition orale sont variables avec des valeurs de 2, 9,8, 30 et 916,5 $mg.kg^{-1}$ mc pour le chlorpyrifos-éthyl (en mélange avec le plomb et le DDT), l'endosulfan, le fipronil (Adonis®) et la lambda-cyhalothrine, respectivement (Peveling et Demba, 2003 ; Ciliberti *et al.*, 2013 ; Weir *et al.*, 2015). Aucune toxicité aiguë n'a été constatée pour l'endosulfan et la lambda-cyhalothrine suite à une exposition dermale (Weir *et al.*, 2015). Concernant les effets sublétaux, des diminutions de la masse ou de la condition corporelle, des masses relatives d'organes, de l'activité alimentaire ou locomotrice, des effets sur la reproduction et/ou des signes cliniques d'intoxication ont été mis en évidence chez des lézards exposés au fipronil (Peveling *et al.*, 2003), à l'alpha-cyperméthrine (Chen *et al.*, 2019b), au malathion (Holem *et al.*, 2006 ; 2008), au carbaryl (DuRant *et al.*, 2007) ou encore au chlorpyrifos (Amaral *et al.*, 2012b). Des concentrations de 77,0 ± 9,1 $\mu g.kg^{-1}$ d'alpha-cyperméthrine ont été mesurées dans les œufs pondus par les femelles exposées à la plus forte dose (Chen *et al.*, 2019b). En combinant des observations de terrain et des expérimentations en conditions contrôlées, Rauschenberger *et al.* (2007) montrent que l'exposition parentale à un mélange d'OC pourrait contribuer aux faibles taux d'éclosion constatés dans des populations sauvages d'alligators. Associée aux travaux de Chen *et al.* (2019b)

précédemment cités, cette étude représente une autre évidence d'effets du transfert parental de PPP chez des reptiles ovipares. Aucun effet n'a été observé sur la température corporelle, le taux métabolique standard et la consommation alimentaire d'Agames barbus *Pogona vitticeps* exposés à 20 mg.kg^{-1} mc de fénitrothion (Bain *et al.*, 2004). Peveling et Damba (2003) concluent à la probable absence de risque du myco-insecticide *Metarhizium anisopliae* var. *acridum* sur le lézard *A. dumerili* à la dose d'application recommandée au champ. Les études disponibles sur les effets individuels des rodenticides anticoagulants sur les reptiles sont globalement cohérentes. Les expérimentations en conditions contrôlées ont révélé la faible sensibilité de différents groupes de reptiles à ces PPP (Fischer *et al.*, 2011 ; Weir *et al.*, 2015 ; Mauldin *et al.*, 2020). Des constats de terrain (Herrera-Giraldo *et al.*, 2019 ; Mauldin *et al.*, 2020) font mention de mortalité nulle ou limitée à quelques individus (à l'exception de Merton (1987)) à la suite de traitements aux anticoagulants réalisés en Nouvelle-Zélande, Australie, Afrique ou dans des îles méditerranéennes et des Caraïbes. Cependant, des études suggèrent des différences de sensibilité entre groupes taxonomiques et/ou espèces (Merton, 1987 ; Mauldin *et al.*, 2020) ce qui limite d'éventuelles généralisations.

Les effets individuels des herbicides et fongicides ont été évalués dans 7 études, toutes réalisées en conditions contrôlées. Pour les herbicides, les SA étudiées étaient le glyphosate, le glufosinate d'ammonium ou son énantiomère actif le L-glufosinate d'ammonium ou l'atrazine. L'exposition de scinques *Oligosoma polychroma* à des formulations commerciales de glyphosate n'a pas eu d'impact sur la masse des individus au cours des 4 semaines suivantes mais ceux exposés au *Yates Roundup Weedkiller* ont exhibé un comportement de recherche de chaleur interprété comme une réponse à un stress physiologique (Carpenter *et al.*, 2016). Zhang *et al.* (2019) ont montré une diminution de masse et des modifications du comportement locomoteur chez des mâles de lézards *E. argus* exposés à des sols contaminés à 20 mg.kg^{-1} de glufosinate d'ammonium ou de L-glufosinate d'ammonium. Enfin, une augmentation de la mortalité et des altérations de la reproduction ont été observées chez des femelles gravides d'un serpent aquatique *Nerodia sipedon* exposées à des doses croissantes d'atrazine (Neuman-Lee *et al.*, 2014). Dans le cas des fongicides, Weir *et al.* (2015) n'ont observé aucune mortalité chez des lézards exposés à des doses de chlorothalonil allant jusqu'à 1 750 mg.kg^{-1}. L'augmentation des masses des foies et des testicules, constatée chez des mâles d'*E. argus* exposés à 20 mg.kg^{-1} de myclobutanil suggère que ce composé triazolé pourrait être hépato- et reprotoxique (Chen *et al.*, 2017). De Solla *et al.* (2011) ont exposé des œufs de tortues à des sols contenant un mélange d'herbicides (glyphosate « *Roundup Rain Proof »* + atrazine « *480 »* + diméthénamide « *Frontier »*) ou un insecticide (téfluthrine « *Force 3G »*) à une fois, 5,5 et 10 fois la dose d'application au champ. Aucun effet n'a été mis en évidence sur les taux d'éclosion alors que les jeunes éclos exposés à la plus forte dose de téfluthrine présentaient des taux de difformités supérieurs à ceux des autres traitements (de Solla et Martin, 2011). Dans une étude méthodologiquement similaire, les taux d'éclosion, de difformités ou les masses des jeunes éclos de tortue n'ont pas été affectés par un mélange de chlorothalonil, S-métolachlore, métribuzine et chlorpyrifos appliqués à 10 fois la dose au champ (de Solla *et al.*, 2014). Plusieurs études menées sur le terrain ou en mésocosme ont évalué les effets individuels de mélange de formulations commerciales de PPP. La comparaison de populations de lézards subissant différentes intensités de traitements aux PPP *in situ* a montré une diminution de la condition corporelle dans les sites traités (Amaral *et al.*, 2012d ; Mingo *et al.*, 2017) alors qu'aucune différence n'a été détectée sur d'autres traits comme la taille des adultes, l'asymétrie fluctuante des pores fémoraux et la prévalence d'ectoparasites (Amaral *et al.*, 2012a ; Amaral *et al.*, 2012d) concluent que les réponses mesurées apportent une image cohérente d'animaux subissant un stress métabolique dans les sites traités. En mésocosme, des lézards *P. bocagei* exposés à un mélange de formulations commerciales d'herbicides uniquement (alachlore + terbuthylazine + mésotrione + glyphosate) ou incluant du chlorpyrifos n'ont pas montré de différence de taux de survie, de comportements locomoteurs ou de taux métabolique mais leurs taux de croissance étaient supérieurs à ceux mesurés en l'absence de traitement (Amaral *et al.*, 2012b). L'exposition *in ovo* de lézards *Salvator merianae* à des formulations commerciales de glyphosate, chlorpyrifos et cyperméthrine seules ou en mélange n'a induit aucun effet sur les taux d'éclosion, le développement embryonnaire ou la taille des jeunes éclos (Mestre *et al.*, 2019). Dans une synthèse récente, des taux supérieurs de différentes malformations ou lésions sont évoqués dans des populations de serpents ou de tortues colonisant des sites contaminés par des PPP sans que les causes de ces effets tératogènes, PPP et/ou autres, ne soient identifiées (Garces *et al.*, 2020).

Cas des amphibiens en phase terrestre

Comme évoqué précédemment, la majorité des travaux sur les amphibiens sont menés en milieu aquatique et ne sont pas détaillés dans le présent chapitre. Quelques études seulement se sont intéressées aux effets sur les stades ou espèces strictement terrestres. Pourtant, l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) souligne l'existence de risques significatifs pour les amphibiens lors de leurs stades de vie terrestre d'être exposés aux et impactés par les PPP. En étudiant les infections au pathogène fongique *Batrachochytrium dendrobatidis* chez les amphibiens, Rumschlag *et al.* (2018) ont montré à large échelle spatiale (78 comtés aux USA) que les infections fongiques variaient selon le stade de vie de l'hôte amphibien et augmentaient avec l'usage de PPP (base de données incluant 49 espèces, 3 946 individus). Leurs résultats ont indiqué que l'usage de multiples herbicides était associé avec de faibles risques d'infection au stade larvaire aquatique mais des risques d'infection élevés dans les stades terrestres post-métamorphose (Rumschlag et Rohr, 2018). Les auteurs indiquent que l'usage d'herbicides, fongicides et insecticides étant corrélés positivement, il n'est pas pertinent de considérer que les fongicides et les insecticides n'influencent pas de manière certaine la distribution du pathogène. En Inde dans les plantations de café où les PPP et autres intrants chimiques comme des fertilisants sont largement employés, des travaux sur les populations d'amphibiens *in situ* ont montré un état de santé individuel altéré (indices hépato-somatiques et gonado-somatiques supérieurs, activité de l'acétylcholinestérase dans les tissus plus faible) et de fortes incidences d'anomalies morphologiques dans les populations des sites traités (Hegde *et al.*, 2019).

Le contact avec les sols contaminés représente une voie d'exposition probable et importante en termes d'effets toxiques, pour les amphibiens, bien que moins à risque comparée à la pulvérisation directe (Van Meter *et al.*, 2015 ; Cusaac *et al.*, 2017 ; Ockleford *et al.*, 2018). Une étude utilisant la formulation commerciale *Roundup*, herbicide à base de glyphosate, à la dose recommandée *via* une exposition directe par pulvérisation a montré une très forte mortalité (68-86% des individus) chez des juvéniles (post-métamorphose) de 3 espèces (*Rana sylvatica*, *Bufo woodhousii fowleri*, *Hyla versicolor*) (Relyea, 2005). Dans plusieurs expérimentations menées en mésocosme ou en laboratoire sur trois espèces d'amphibiens, i.e. *Acris blanchardi*, *Anaxyrus woodhousii* et/ou *Anaxyrus (Bufo) cognatus*, Cusaac et son équipe ont mesuré la toxicité de différentes formulations commerciales fongicides *Headline* (pyraclostrobine) et *Headline AMP* (pyraclostrobine + metconazole). Dans les jours suivants l'exposition, les taux de mortalité rapportés étaient faibles et indépendants des traitements fongicides dans une expérimentation *in situ* où l'interception des résidus par la végétation était forte (Cusaac *et al.*, 2015), mais ils atteignaient 48% et 30% pour *Headline* et *Headline AMP*, respectivement, lors d'une exposition à des sols contaminés à la dose maximum recommandée (Cusaac *et al.*, 2016). Dans la poursuite de ces travaux, l'exposition d'adultes par pulvérisation directe de *Headline AMP* n'a pas provoqué de mortalité mais elle a causé une mortalité dose-dépendante chez les juvéniles atteignant 33% à la dose recommandée de *Headline AMP* (83% à 4 fois la dose recommandée). Chez les juvéniles exposés *via* le sol, une mortalité dose-dépendante a également été mise en évidence, l'intensité des effets diminuant avec le délai entre la contamination des sols et l'introduction des animaux. Aucune mortalité n'a été constatée chez des crapauds exposés par voie alimentaire à des crickets contaminés à la pyraclostrobine (Cusaac *et al.*, 2017). Ces travaux sur les amphibiens en phase terrestre montrent la toxicité supérieure de ces fongicides (i) par exposition cutanée comparée à l'exposition trophique et (ii) chez les juvéniles par rapport aux adultes. Une toxicité aigüe des fongicides à base de pyraclostrobine existe chez les amphibiens, mais le risque en contexte agricole est modulé par différents facteurs tels que l'âge ou la taille des animaux, des paramètres site-spécifiques comme l'interception des résidus de pulvérisation ainsi que la contribution des voies d'exposition cutanée et trophique, et enfin la durée séparant la contamination du sol et l'exposition.

Des scénarios reproduisant l'exposition d'amphibiens juvéniles en phase terrestre quittant les plans d'eau de reproduction, i.e., pulvérisation directe ou exposition au sol après traitement, ont montré des effets létaux forts de différentes formulations commerciales de PPP en usage aux doses recommandées voire à des doses plus faibles. Chez le crapaud *Bufo cognatus*, le fongicide *Headline* a induit une mortalité chez les juvéniles à la dose recommandée suggérant que des jeunes amphibiens exposés à des traitements par pulvérisation en conditions normales avaient une faible probabilité de survie (Ockleford *et al.*, 2018). Des juvéniles de *Rana temporaria* exposés durant 7 jours à des sols traités aux doses recommandées par 7 PPP indépendamment (4 fongicides, 2 herbicides et 1 insecticide) (Bruhl *et al.*, 2013) ont montré des taux de mortalité allant de 20% à 100%, selon la

molécule et la formulation. Les mortalités ont atteint 100% à 20% pour la pyraclostrobine (fongicides *Headline* et *BAS* 500 18F, respectivement), 60% pour le bromoxynil-octanoate (herbicide *Curol B*), 100% pour le captan (fongicide *Captan Omya*), 40% pour le fénoxaprop-P-éthyl (herbicide *Dicomil*), 60% pour la spiroxamine (fongicide *Prosper*), et 40% pour le diméthoate (insecticide *Roxion*). Pour certains des PPP, 100% de l'effet observé était causé après une heure d'exposition seulement, et 3 des molécules ont causé des mortalités supérieures à 40% à 1/10^{e} de la dose autorisée au champ. Dans cette étude en ce qui concerne la pyraclostrobine et plus généralement pour d'autres molécules d'après la synthèse de l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018), pour une même molécule, l'intensité des effets varie selon la formulation commerciale. Par exemple, la toxicité aigüe chez *R. temporaria* exposée par pulvérisation peut différer d'un facteur 6 à 7 pour un même PPP entre deux formulations différentes. L'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) souligne que les informations disponibles confirment que les SA déterminent la toxicité du PPP et que la formulation peut moduler cette toxicité. La toxicité du produit final PPP est sous influence de la composition du mélange, composition caractérisée par la(les) SA mais aussi les adjuvants. Les propriétés de ces adjuvants eux-mêmes et/ou les propriétés finales conférées au mélange par la SA en interaction avec les co-formulants peuvent induire ou amplifier la toxicité. De manière importante, non seulement la composition de la formulation commerciale peut faire varier la toxicité mais également le type de formulation, par exemple concentré émulsifiable, suspension de capsules à libération progressive, ou granulés dispersibles dans l'eau. Les dynamiques d'exposition des organismes et de toxicité des SA sont en effet modulées par le type de formulation. Une toxicité plus faible des suspensions de capsules à libération progressive est mentionnée pour les amphibiens, tandis que les concentrés émulsifiables pourraient intensifier le passage transcutané des SA.

Plusieurs travaux rapportent des effets de type malformations, déformations, désordres métaboliques et endocriniens, augmentation des infections et prévalence de parasites, et diminution de l'immunocompétence chez les populations d'amphibiens, sans qu'il soit systématiquement possible de déterminer clairement (i) les PPP et autres molécules toxiques impliquées ou encore les effets « cocktails », (ii) si l'exposition a lieu au stade larvaire et/ou terrestre et (iii) si l'apparition des effets a lieu au stade aquatique et/ou terrestre (Blaustein *et al.*, 2003 ; Hayes *et al.*, 2010 ; Kiesecker, 2011 ; Kohler et Triebskorn, 2013).

Il est à noter que quelques études récentes se sont intéressées conjointement lors de l'évaluation des effets en laboratoire à l'étude la bioaccumulation, mettant en évidence une accumulation dans les tissus de différentes SA telles que l'atrazine, la bifenthrine, la cyperméthrine (et métabolites), le fénoxaprop-éthyl (accumulation du métabolite fénoxaprop), le fipronil, l'imidaclopride, le metconazole, le métolachlore, la pendiméthaline, la pyraclostrobine et le triadimefon, lors d'exposition par voie orale (gavage ou alimentation) et/ou cutanée (contact avec eau contaminée, contact avec sol contaminé, ou pulvérisation directe) (2015 ; Van Meter *et al.*, 2016 ; Jing *et al.*, 2017 ; Yao *et al.*, 2017 ; Glinski *et al.*, 2019). Un transfert maternel dans les œufs du fénoxaprop (métabolite de l'herbicide fénoxaprop-éthyl) ainsi que de la cyperméthrine et certains de ses métabolites a été montré chez la grenouille adulte *Rana catesbeiana*, soulevant des interrogations sur la toxicité potentielle pour la génération suivante (Jing *et al.*, 2017 ; Yao *et al.*, 2017).

Concernant les effets observés dans des études de terrain, l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) met en avant une forte sensibilité des amphibiens aux PPP du fait de divers facteurs qui leur sont propres : leur peau est un organe respiratoire important, leur taux métabolique est fortement dépendant de la température, la composante cutanée de leur système immunitaire, leur zone ventrale particulièrement perméable à l'eau, et une sensibilité particulière aux perturbations endocriniennes liée à leurs traits biologiques de métamorphose et différenciation sexuelle. Les PPP peuvent induire des effets d'altération du comportement des amphibiens, notamment sur les comportements de nourrissage, de mouvements de nage anormaux, de niveaux d'activité (i.e., divers paramètres de réponse tels que durée ou fréquence d'immobilité, fréquence de mouvement, distance parcourue, proportion de périodes d'inactivité/d'activité), de comportement d'anti-prédation (i.e., réponses d'échappement, individu dissimulé/visible, temps en refuge, paramètres de prédation par un consommateur : nombre d'attaques, durée avant la première attaque, temps de capture, temps avant ingestion, nombre d'individus consommés) et sur le comportement reproducteur (i.e., approche, durée/latence/fréquence des appels d'accouplement, temps de parade, réceptivité, contacts…) (Sievers *et al.*, 2019). Comme pour les autres réponses des amphibiens, la méta-analyse de Sievers *et al.* (2019) mentionne des fréquences de travaux de recherche largement dominées par les études sur les stades

aquatiques : 81% des études dans cette méta-analyse concernent les stades larvaires, seulement 16% les adultes, et 6% les stades de métamorphose. Les informations disponibles indiquent que pour les stades terrestres, le comportement reproducteur est diminué lors de l'exposition à des contaminants (-20% globalement, incluant tous types de contaminants organiques et métalliques), avec plus spécifiquement pour les PPP des effets significativement négatifs des fongicides et des insecticides. Il n'y a pas d'étude dans cette partie du corpus bibliographique de la méta-analyse sur les herbicides ou autres PPP comme les molluscicides. Les nombreux effets négatifs des PPP observés chez les têtards pourraient affecter la survie et la *fitness* à l'âge adulte. Les auteurs soulignent un manque de connaissance sur les impacts des contaminants chez les amphibiens adultes, y compris sur les effets de l'exposition durant le stade larvaire qui ne se manifesteraient pas avant l'âge adulte.

En conclusion, les publications récentes font état de préoccupations sur les effets des PPP chez les amphibiens terrestres (Bruhl *et al.*, 2013 ; Ockleford *et al.*, 2018), d'autant que les études disponibles sont surtout basées sur des expositions de court terme mesurant la mortalité. Pourtant, dans des conditions réelles d'application des PPP, une exposition à plus long terme et des effets chroniques peuvent se produire avec une forte probabilité, et peuvent concerner des espèces d'amphibiens sauvages plus sensibles que celles étudiées en conditions contrôlées. Enfin, même en tenant compte de possibles réductions d'exposition par exemple à cause de l'interception par la végétation lors des pulvérisations, l'expertise indique que le risque reste élevé (Ockleford *et al.*, 2018).

4.2.2. Effets infra-individuels

Nous précisons que les études portant sur les animaux de laboratoire (rongeurs, lapins, volaille) n'ont pas été prises en compte dans notre analyse. Bien que très nombreuses et pouvant potentiellement apporter des informations sur des processus toxiques ou pathologiques, il s'agit le plus souvent de données de laboratoire produites pour l'analyse du risque. Les conditions d'exposition très artificielles retenues dans ces expérimentations, et les différences interspécifiques de physiologie et de sensibilité aux PPP limitent voire empêchent l'extrapolation de ces informations à des espèces sauvages exposées *in natura*. Elles sont donc d'une portée limitée pour répondre aux objectifs de cette ESCo.

Cas des oiseaux granivores et insectivores

De nombreuses études ont été faites sur les relations entre l'inhibition de l'acétylcholinestérase et l'empoisonnement d'oiseaux, et plus rarement des réponses individuelles, dans un objectif de diagnostic. Ces études concernant des produits désormais interdits en France et en Europe, ne seront pas détaillées (pour illustrations : Shimshoni *et al*., 2012 ; Bang *et al*., 2019).

De très nombreux autres effets infra-individuels ont été observés chez les oiseaux en lien avec une certaine diversité de molécules de PPP (pour des synthèses exhaustives, se référer à Gibbons *et al*. (2015) et Wood et Goulson (2017). La principale limite de ces études sur des réponses infra-individuelles est la transposition des effets mesurés à des impacts sur la santé et/ou la reproduction des organismes voire la dynamique des populations, qui est très rarement faite au laboratoire. De plus, dans le cadre de suivis de terrain, l'interprétation se heurte à la non spécificité de ces réponses et à l'influence importante de facteurs confondants qui n'est pas toujours prise en compte (autres pollutions et stress environnementaux). Par exemple, les marqueurs de stress oxydatif (Lopez-Antia *et al.*, 2015 ; Wang *et al.*, 2018 ; Abu Zeid *et al.*, 2019) manquent de spécificité dans des contextes d'applications terrain. Des réponses liées à la biochimie plasmatique ont également été testées. Lopez-Antia *et al.* (2018) ont montré que l'exposition de Perdrix rouge au flutriafol (fongicide appliqué en enrobage, dose recommandée) entraînait une réduction du cholestérol et des triglycérides plasmatiques ainsi qu'une diminution de 50% du succès de reproduction. Enfin, nombre d'études en laboratoire sur les effets infra-individuels ont été menées à des doses trop élevées par rapport aux concentrations environnementales plausibles ou prédites (Gibbons *et al.*, 2015). Elles ne seront pas présentées ici.

Cas des oiseaux carnivores (rapaces)

Peu d'études se sont intéressées aux effets infra-individuels des PPP sur les rapaces, probablement en raison des contraintes liées à la réalisation d'expérimentations en conditions contrôlées. Pour diagnostiquer les expositions non létales aux IDC, Roy *et al.* (2005) ont proposé des valeurs de référence pour les activités des ß-estérases plasmatiques (dont l'acétylcholinestérase) pour 20 espèces de rapaces européens. Les travaux réalisés sur les rodenticides anticoagulants ont principalement concerné les perturbations de la coagulation sanguine, cible de ces composés. Ils ont permis de développer des méthodes de mesures de différents marqueurs de coagulopathie et d'en définir des valeurs diagnostiques chez deux espèces de rapaces nord-américains (Rattner *et al.*, 2011 ; 2012 ; 2014). En conditions contrôlées, il a également été démontré chez le Crécerelle d'Amérique que l'exposition préalable au brodifacoum, un anticoagulant de seconde génération, induit des coagulopathies plus sévères en cas d'expositions ultérieures (Rattner *et al.*, 2020). Si on considère la fréquence des détections de résidus dans leurs tissus (Lopez-Perea *et al.*, 2019), il est probable que les rapaces soient exposés de façon répétée et chronique aux anticoagulants, également du fait de leur usage biocide. Le phénomène de potentiation suite à des expositions répétées montré par Rattner *et al.* (2020) apporte donc un éclairage nouveau sur les mécanismes de toxicité des anticoagulants et devra être considéré dans les études à venir. Pour finir, il a été montré que les concentrations hépatiques en OC étaient corrélées avec des altérations de structures protéiques et lipidiques précurseurs de maladies neurodégénératives dans le cerveau de l'Épervier d'Europe (Heys *et al.*, 2017). Une étude menée sur le Crécerelle d'Amérique *Falco sparverius* en Basse-Californie a montré un lien entre la saison et l'utilisation non quantifiée de PPP ou la densité de surfaces cultivées autour du nid et le nombre d'anomalies nucléaires ou de micronoyaux dans des hématocytes (Frixione et Rodriguez-Estrella, 2020).

Cas des mammifères

Les études explorant les effets infra-individuels des PPP sont extrêmement nombreuses chez les rongeurs et le lapin, modèles expérimentaux de la toxicologie réglementaire. Il serait impossible de les citer ou résumer ici. Toutefois, certaines études ciblent plus spécifiquement soit des conditions d'exposition proches de l'utilisation agricole des PPP soit des modèles animaux pertinents. Ainsi, Aramjoo *et al.* (2021) font une méta-analyse de toutes les études publiées sur les effets du diazinon sur le métabolisme lipidique. Si la transposition à l'animal sauvage reste difficile, l'approche systématique permet de renforcer le poids des études prises en compte.

Cas des reptiles

Les réponses infra-individuelles induites par différents PPP en conditions expérimentales ou *in situ* sont parmi les plus étudiées avec 25 études répertoriées. Quels que soient les contextes d'exposition, i.e., SA ou formulation commerciale insecticide, herbicide ou fongicide seule ou en mélange, des effets relatifs à l'induction de stress oxydatif, de pathologies d'organes (foie, organes génitaux…) ou encore de perturbations endocriniennes, hématologiques, cellulaires ou du système nerveux ont été mis en évidence sur différents stades de vie de lézards, de caïmans et plus rarement de serpents (Basso *et al.*, 2012 ; Bicho *et al.*, 2013 ; Latorre *et al.*, 2013 ; Lopez Gonzalez *et al.*, 2013 ; Neuman-Lee *et al.*, 2014 ; Cardone, 2015 ; 2016 ; Schaumburg *et al.*, 2016 ; Burella *et al.*, 2017 ; 2017 ; Mingo *et al.*, 2017 ; 2018 ; Chang *et al.*, 2018b ; 2019 ; Chen *et al.*, 2019a ; 2019b ; Mestre *et al.*, 2019 ; 2019 ; Wang *et al.*, 2019a ; 2019b ; 2019c ; Freitas *et al.*, 2020). Indicatrices de perturbations cellulaires ou physiologiques, ces réponses restent difficilement interprétables en termes d'impacts à l'échelle des populations ou des communautés de reptiles. En effet, des effets sur les traits d'histoire de vie individuels ou la structure des populations ont été recherchés de façon concomitante aux effets infra-individuels dans 5 études seulement. Trois d'entre elles ont détecté des réponses infra-individuelles et individuelles chez les animaux exposés (Mingo *et al.*, 2017 ; Chen *et al.*, 2019b ; Mestre *et al.*, 2019). Seule celle précédemment citée de Mingo *et al.* (2017) a recherché et montré des effets cellulaires relatifs au stress oxydatif, des diminutions de condition corporelle et des modifications de structure des populations de lézards *in situ*.

Cas des amphibiens en phase terrestre

A travers une approche métabolomique, deux études récentes ont caractérisé les réponses de juvéniles de grenouilles du genre *Lithobates* en phase terrestre exposés durant 8 h à des PPP seuls ou en mélange (en duo et en trio) dans des sols contaminés (exposition par voie cutanée). Glinski *et al.* (2019) ont étudié les réponses de la grenouille *Lithobates sphenocephala* à une exposition des sols contaminés par de la bifenthrine (insecticide), et/ou du métolachlore (herbicide) et/ou du triadimefon (fongicide), à des taux d'application maximum et 1/10^{e} des taux d'application. En moyenne, les taux maximums ont entraîné des modifications de 22 molécules identifiées en métabolomique et de 38 molécules pour l'exposition à 1/10^{e} de la dose recommandée. Lorsqu'appliqués en test mono-substance, les PPP montraient en moyenne moins de molécules sur-ou sous-régulées en comparaison avec les expositions en mélange de 2 ou 3 molécules. Les expositions se sont traduites par des sur- ou sous-régulations en acides aminés et autres métabolites clés impliqués dans les voies métaboliques liées au glutathion et à la demande énergétique, suggérant une augmentation des besoins énergétiques et un potentiel d'épuisement des ressources en énergie chez les animaux exposés (Glinski *et al.*, 2019). Van Metter *et al.* (2018) ont étudié 5 PPP, comprenant 3 herbicides (atrazine, métolachlore et 2,4-D), et/ou un insecticide (malathion) et/ou un fongicide (propiconazole). Le profil métabolomique hépatique des juvéniles de grenouille *Lithobates clamitans* exposés aux sols contaminés en mono-substance, duo de substances ou mélanges de 3 substances révèle à la fois des effets individuels et des effets interactifs de l'exposition aux PPP dans l'altération des processus biochimiques. Les profils métaboliques indiqueraient des réponses différentes aux SA lorsqu'ils sont présents en mélange. Les réponses métaboliques des amphibiens semblent dépendre de chaque PPP et de chaque mélange, en fonction des potentialités de perturbation des réseaux métaboliques et biochimiques (Van Meter *et al.*, 2018).

4.2.3. Focus sur les effets des pesticides sur certaines fonctions physiologiques susceptibles d'affecter les populations et communautés : perturbation endocrinienne, perturbation de l'immunité ou du microbiote

• Pesticides et perturbation endocrinienne

Des perturbations endocriniennes et leurs conséquences à l'échelle populationnelle chez la faune sauvage ont été démontrées pour de nombreuses SA aujourd'hui interdites ou dont l'usage est de plus en plus contrôlé (par ex. OC, OP, carbamates, triazines) (Kohler et Triebskorn, 2013 ; Matthiessen *et al.*, 2018). Cependant, si les molécules actuellement utilisées sont globalement considérées comme ayant un potentiel de perturbation endocrinienne moindre, des évidences pour différents taxons émergent pour plusieurs familles d'insecticides et de fongicides telles que les OP, pyréthrinoïdes, les thiocarbamates, les NN et les triazoles (Kohler et Triebskorn, 2013 ; Lopez-Antia *et al.*, 2013 ; Lopez-Antia *et al.*, 2018 ; Matthiessen *et al.*, 2018). De nombreuses études, menées essentiellement sur des rongeurs en laboratoire, viennent confirmer et caractériser les réponses liées aux PE (par ex. Rieke *et al.*, 2017). L'exposition à des PE, à l'âge adulte ou durant la croissance mais également durant le développement pré- et néonatal peut affecter sur le long terme les régulations hormonales et les comportements, associés à la reproduction (par ex. liés à l'appariement et à l'élevage de la progéniture) ou importants pour la survie (comportements anti-prédateur et d'anxiété). De tels effets sur le comportement ont été montrés chez les oiseaux et les mammifères pour différents composés comme le glyphosate, le dicarboximide vinchlozoline, l'aryloxyphénoxypropionique haloxyfop-p-méthyl ester, ou encore le fipronil (Engell *et al.*, 2006 ; Satre *et al.*, 2009 ; Magalhaes *et al.*, 2015 ; Mendes *et al.*, 2018 ; Dechartres *et al.*, 2019 ; Krishnan *et al.*, 2019). Le lien direct avec les perturbations hormonales n'est pas systématiquement mis en évidence, les altérations du comportement peuvent être causées par d'autres mécanismes tels que la neurotoxicité par exemple ou d'autres altérations physiologiques. Des études en conditions contrôlées de laboratoire (ou semi-expérimentale en volières) peuvent permettre de tester des relations entre des niveaux d'hormones (ou précurseurs hormonaux, par ex. stérols) et des paramètres du succès reproducteurs (par ex. Grote *et al.*, 2008, et Lopez-Antia *et al.*, 2018). De manière générale, il s'agit aussi de mieux cerner les liens entre les effets PE observés aux échelles infra-individuelles et les impacts sur la *fitness* des organismes et sur les populations, dans l'optique de développer à termes des approches de type *Adverse Outcome Pathways* (Crane *et al.*, 2019).

Cas des oiseaux

Un travail a récemment tenté d'identifier différentes espèces focales d'oiseaux en fonction du type de question sur les PE (dont des PPP) (Jaspers *et al.*, 2013). Néanmoins, l'évaluation des effets négatifs potentiels dus à l'exposition est encore compliquée par la grande variation existant entre les espèces a*via*ires, en termes de stratégies de reproduction, différenciation sexuelle et migration ou longévité. Les différences dans les stratégies de reproduction, en particulier dans les schémas et mécanismes de développement des poussins (nidifuges/nidicoles), prédisposent les oiseaux à de grandes variations dans la réponse aux PE de type stéroïdien (Ottinger et Dean, 2011). Des études récentes montrent des perturbations hormonales chez les oiseaux ciblant dans de nombreux cas l'axe hypothalamo-hypophyso-thyroïdien, avec des désordres dans le niveau des hormones thyroïdiennes (Pandey et Mohanty, 2015 ; Leemans *et al.*, 2019) ou affectant l'axe hypothalamo-gonadique (Mohanty *et al.*, 2017), avec des conséquences avérées sur la reproduction (Pandey et Mohanty, 2015 ; Pandey *et al.*, 2017). Le potentiel de perturbation endocrinienne en raison de leur activité oestrogénique a été montré pour différentes SA comme le diazinon, le tolclofos-méthyl, le pyriproxyfène, le prothiofos et le thiabendazole, avec des effets synergiques des mélanges faisant varier les doses effectives d'un facteur 10 (par ex. mélange prothiofos + pyriproxyfène ou thiabendazole + orthophénylphénol) (Manabe *et al.*, 2006).

Cas des mammifères

Dans une revue sur les effets environnementaux des PPP, Kohler et Triebskorn (2013) précisent que plus de 120 substances sont considérées comme des PE parmi les PPP. Ils citent notamment des insecticides OC, OP, carbamates, pyréthrinoïdes, des fongicides thiocarbamates, des herbicides triazines et des fongicides triazolés chez les rongeurs. Il s'agit essentiellement d'études expérimentales sur des espèces de laboratoire. On peut citer, par exemple, l'étude de Ruiz *et al.* (2019) chez la souris qui montre l'existence d'effets sexe-dépendant sur le métabolisme énergétique. Après exposition *in utero*, les femelles ont montré une sensibilité accrue à l'insuline, une activité de synthèse de glucose par néoglucogénèse normale et une diminution de la production de tissu adipeux alors que, chez les mâles, la sensibilité à l'insuline et le développement du tissu adipeux n'étaient pas modifiés. Récemment Tetsatsi *et al.* (2019), des études ont également porté sur les effets des NN comme l'imidaclopride sur la reproduction (diminution de la vitalité et du nombre de spermatozoïdes, réduction de la masse des organes sexuels et diminution de la production des hormones sexuelles FSH et LH chez le rat mâle). Une revue récente sur les effets seuls ou combinés des NN rappelle les effets multiples observés (effets sur les gonades et sur la thyroïde) ainsi que les effets de ces substances en mélange avec d'autres insecticides (OP) ou des fongicides comme le propinèbe ou le mancozèbe. Malheureusement, les études de terrain sur ce sujet confirmant ou démontrant la portée de cet effet sont rarissimes, en dehors des insecticides OC ou OP, mais très généralement associés aux autres polluants organiques persistants et PE que sont les PCB.

Cas des reptiles

Il existe plusieurs évidences de perturbations endocriniennes par des PPP chez les reptiles. La plupart des études de terrain se sont focalisées sur les OC. Elles ont montré des troubles hormonaux affectant les concentrations en stéroïdes sexuels et des perturbations du dimorphisme sexuel chez des populations d'alligators colonisant des lacs contaminés par le DDT et dérivés (Boggs *et al.*, 2011). Seuls Bicho *et al*. (2013) se sont intéressé au potentiel de perturbation endocrinienne d'autres PPP que des OC *in situ*. Des mâles adultes de lézards *P. bocagei* capturés dans des sites traités par plusieurs herbicides (alachlore, bentazone, dicamba, diméthénamide-P, mésotrione et/ou terbuthylazine) présentaient des modifications histologiques de la glande thyroïde et des testicules ainsi qu'une activation des récepteurs testiculaires à hormones thyroïdiennes comparés à des individus provenant de sites non traités. Aucune différence des concentrations plasmatiques en testostérone n'a été détectée. Ces résultats suggèrent que ces herbicides peuvent induire des perturbations thyroïdiennes qui affecteraient le système reproducteur mâle chez des lézards. L'alachlore dont les effets thyroïdiens ont été démontrés chez les mammifères pourrait être le principal responsable des effets observés d'après Bicho *et al.* (2013). Suite à l'exposition à différentes SA en conditions contrôlées, des variations des niveaux d'hormones thyroïdiennes, de stress ou sexuelles, des lésions des glandes endocrines ou des modifications d'expression de gènes impliqués dans le

fonctionnement endocrinien ont été mesurées pour des fongicides (triadiménol (Wang *et al.*, 2020b) ; méthyl thiophanate (De Falco *et al.*, 2007)), des insecticides (dinotéfurane, thiaméthoxame et imidaclopride (Wang *et al.*, 2019a ; 2020a) ; flufénoxuron, diflubenzuron (Chang *et al.*, 2019) ; alpha-cyperméthrine (Chen *et al.*, 2019b) ; lambda-cyhalothrine (Chang *et al.*, 2018a) ou des herbicides (L-Glufosinate-ammonium (Zhang *et al.*, 2020)) chez plusieurs espèces de reptiles. Parmi ces études, seuls Zhang *et al.* (2020) ont établi des relations entre ces perturbations hormonales, les fonctions physiologiques qu'elles contrôlent et les conséquences sur les traits d'histoire de vie, notamment la reproduction. Elles témoignent donc du potentiel de ces PPP appartenant à différentes familles chimiques à induire des perturbations du système neuroendocrine mais les mécanismes causaux et les conséquences sur les individus n'ont que très rarement été décrits ou évalués. Aucune étude n'a à ce jour recherché de relation entre des perturbations endocriniennes et des effets sur les populations. Une autre synthèse montre que, même dans des zones conduites en AB, les substances employées (y compris les matières fertilisantes) peuvent être des sources de stéroïdes pouvant altérer la reproduction de lézards (Silva *et al.*, 2020).

Cas des amphibiens en phase terrestre

Les amphibiens sont considérés comme un groupe taxonomique particulièrement sensible aux perturbations endocriniennes. Les PE peuvent avoir des impacts graves chez ces animaux à travers l'altération des processus régulés par les hormones thyroïdiennes, qui sont impliqués dans le développement et la métamorphose, et/ou des hormones oestrogéniques, qui sont impliquées dans la maturation et la détermination du sexe (Ockleford *et al.*, 2018). Les effets hormonaux des PPP chez les amphibiens sont rapportés dans différentes synthèses, et mettent en avant des SA actuellement interdites ou en usage (Blaustein *et al.*, 2003 ; Hayes *et al.*, 2010 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Récemment, des perturbations endocriniennes ont été rapportées, avec des incidences de féminisation chez les amphibiens mâles en zone d'agriculture intensive et une réduction graduelle dans l'expression de caractéristiques sexuelles secondaires chez les mâles dans les milieux présentant un degré croissant d'activité agricole. Ce type d'effet peut indiquer un effet anti-androgène, alors que divers PPP largement utilisés (par ex. imidazoles) ont une activité anti-androgène démontrée *in vitro* (Ockleford *et al.*, 2018). Il est difficilement possible de déterminer si l'exposition survient majoritairement aux stades aquatiques et/ou terrestres et si les effets sont induits tôt aux stades larvaires en milieu aquatique ou plus tardivement aux stades terrestres. Il est également difficile d'identifier des listes de SA spécifiquement à risque pour les stades terrestres qui sont largement moins étudiés.

• Effets des pesticides sur le système immunitaire

L'immunocompétence est rapportée comme ayant un rôle central pour la survie de la faune, à travers son rôle dans la cicatrisation, la résistance aux parasites et pathogènes et par conséquent la survie et la longévité, mais également un rôle potentiel sur la reproduction *via* les modifications hormonales et les compromis énergétiques (Acevedo-Whitehouse et Duffus, 2009). Des associations ont été rapportées, en particulier chez les amphibiens et les oiseaux (taxons très étudiés vis-à-vis de ces thématiques), entre l'exposition aux PPP et des réponses immunitaires amoindries, ainsi que des infections virales, fongiques et par des helminthes, voire même des épisodes de mortalité (notamment chez les amphibiens, chez lesquels certains auteurs suggèrent que les interactions entre l'exposition aux PPP et d'autres stresseurs pourraient être la cause de leur déclin massif à l'échelle planétaire) (Acevedo-Whitehouse et Duffus, 2009).

Plus spécifiquement, des altérations du système immunitaire chez tous les groupes de vertébrés terrestres ont été montrées pour de nombreuses familles de PPP interdits ou d'usage actuel : OP, OC, carbamates, herbicides acides (phenoxy), triazines et NN (Kohler et Triebskorn, 2013 ; Mason *et al.*, 2013). Ces altérations de la réponse immunitaire à l'échelle individuelle peuvent se traduire par l'augmentation de la vulnérabilité face aux pathogènes et parasites, conduisant même à des effets au niveau populationnel. Les conséquences à l'échelle des populations ou des communautés restent à démontrer pour les SA les plus récentes. En effet, l'augmentation des maladies bactériennes chez les oiseaux au cours des deux dernières décennies a été attribuée de manière très spéculative à une altération de l'immunité liée à l'exposition aux PPP (Mason *et al.*, 2013).

L'émergence ou l'occurrence de zoonoses et maladies parasitaires touchant des oiseaux, chauves-souris et amphibiens, présente une certaine congruence avec les évolutions d'usages de PPP aux USA (Mason *et al.*, 2013). Pour les chiroptères, l'usage de NN et autres PPP semble être associé à un accroissement de la fréquence du syndrome du nez blanc, causé par une infection fongique, aux USA et en Europe (Bayat *et al.*, 2014 ; Oliveira *et al.*, 2021). Ce syndrome du nez-blanc, grave maladie affectant les chiroptères, pourrait être lié à l'exposition à des composés organiques (Kannan *et al.*, 2010), et leur sensibilité pourrait être affectée par des PPP (Mineau et Callaghan, 2018). Tous ces travaux montrent une association temporelle et ou spatiale mais ne démontrent pas une relation de cause à effet.

Cas des oiseaux

Récemment chez les oiseaux, plusieurs études ont montré un effet de l'imidaclopride et du thirame sur le statut immunitaire des adultes et des juvéniles (Lopez-Antia *et al.*, 2013 ; 2015). Cependant, pour les NN, les effets sur la réponse immunitaire sont variables selon les études (dose X espèces X réponses mesurées) (Gibbons *et al.*, 2015 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015 ; English *et al.*, 2021). Une récente étude a décrit une corrélation positive entre la prévalence de parasites dans des fèces et les concentrations en clothianidine dans le foie de perdrix (Lennon *et al.*, 2020). Aucune conséquence sur la santé individuelle n'a été observée, mais le contexte de l'étude (apport de nourriture *via* agrainage) peut biaiser les résultats utilisant la masse corporelle comme indicateur. Un autre travail récent a souligné des interactions d'effets de l'abondance d'ectoparasites hématophages et de l'augmentation d'exposition aux PPP *via* l'alimentation, sur la diminution du taux hématocrite de jeunes passereaux insectivores au Canada (Sigouin *et al.*, 2021). Aucun lien n'a été observé avec le nombre de leucocytes, seul marqueur immunitaire suivi. Il faut également noter que plusieurs études n'ont pas nécessairement rapporté d'effet sur la réponse immunitaire, Lopez-Antia *et al.* (2018) avec le flutriafol en enrobage de semences sur la Perdrix rouge ; English *et al*. (2021) avec l'imidaclopride dans du nectar sur le Colibri, en dépit d'effets écophysiologiques démontrés dans les deux cas et d'un effet fort sur la reproduction de la Perdrix.

Cas des mammifères

Des effets des NN sur le statut immunitaire sont également soulignés chez les mammifères, en particulier les chauve-souris, dont le fonctionnement immunitaire est modifié pendant l'hibernation ce qui favoriserait le développement du champignon responsable du syndrome du nez blanc. Lors du réveil, les chauve-souris connaissent une phase de « réponse inflammatoire massive » avec destruction d'une partie des tissus immunitaires avant reconstruction (Mineau et Callaghan, 2018). Chez les mammifères, l'exposition aux IDC a été associée à des augmentations d'infections, de parasitisme et des épidémies pouvant être en lien avec des effets immunotoxiques de ces substances (Kohler et Triebskorn, 2013).

Cas des amphibiens en phase terrestre

Chez les amphibiens, la fonction immunitaire compte une composante particulière, constituée par des peptides antimicrobiens cutanés. Ils sont d'une importance majeure dans la lutte contre les infections, telles que les infections mortelles par des pathogènes fongiques comme ceux du genre *Batrachochytrium*, responsables du déclin et d'extinction chez les amphibiens à travers le monde (Ockleford *et al.*, 2018). Les effets des PPP sur le système immunitaire et les prévalences d'infections figurent parmi les principales causes mises en avant dans la littérature pour expliquer le déclin mondial de ce groupe taxonomique. De nombreux travaux ont montré une immunotoxicité et des diminutions de l'immunocompétence chez les amphibiens exposés aux PPP (Blaustein *et al.*, 2003 ; Kiesecker, 2011 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Ici aussi, il est difficile d'isoler les composantes aquatiques et terrestres dans l'exposition aux PPP et les réponses immunitaires induites.

• Effets sur le microbiote

Les travaux sur le microbiote, l'holobionte, et les liens avec la santé des hôtes et les dynamiques de pathogènes sont actuellement en expansion. Ce champ de recherche récent s'étend progressivement à l'étude du rôle des

PPP dans les modifications de la biodiversité microbienne et des réponses du microbiote chez les hôtes. Cette thématique reste cependant peu développée chez la faune sauvage, malgré les implications potentielles à l'échelle des populations (effets sur la santé et les dynamiques) et des communautés (de micro-organismes et d'hôtes). Des cas de dysbiose (perturbation du microbiote en termes de composition taxonomique et fonctionnelle) sont décrits chez les oiseaux, mammifères ou amphibiens (stade adulte) exposés au glyphosate ou trichlorfon (Crisol-Martinez *et al.*, 2016 ; Mendes *et al.*, 2018 ; Dechartres *et al.*, 2019 ; Zhao *et al.*, 2021). Deux revues récentes permettent une vision globale et détaillée des connaissances actuelles, très circonscrites à des animaux modèles de laboratoire (Chiu *et al.*, 2020 ; Syromyatnikov *et al.*, 2020). Les effets de ces perturbations du microbiote intestinal pourraient avoir des répercussions sur la santé de l'hôte qui restent à déterminer plus précisément. Cependant, les doses d'exposition testées expérimentalement (100 à > 1 000 $mg.L^{-1}$) sont souvent très supérieures aux doses environnementalement réalistes auxquelles sont susceptibles d'être exposés ces vertébrés en Europe. Une lecture attentive des voies et doses d'exposition doit être faite avant toute extrapolation d'effet.

4.2.4. Exposition des vertébrés terrestres aux pesticides

Il s'agit ici de caractériser l'exposition de la faune sauvage afin de mettre en relation les PPP – ou familles voire mélanges de PPP – pour lesquels elle est avérée ou probable *in natura* avec les connaissances acquises sur leur toxicité. *In fine*, l'objectif est d'identifier les PPP pour lesquels l'étude des effets est trop lacunaire pour permettre l'interprétation de ces expositions d'un point de vue toxicologique. Dans un premier temps, nous présentons succinctement les différentes méthodes de quantification de l'exposition des vertébrés terrestres aux PPP *in natura*. La section suivante synthétise les études qui montrent leur exposition et/ou imprégnation à des PPP sans lien systématiquement recherché avec des effets sur les individus, populations ou communautés.

L'exposition correspond au contact entre un organisme, ici un vertébré terrestre et une ou plusieurs substances. Elle peut se faire par différentes voies non exclusives qui dépendent des caractéristiques du PPP et de son usage, de l'environnement et de sa contamination et de l'organisme considéré. C'est un processus dynamique dans l'espace et le temps. Les voies d'exposition des vertébrés terrestres sont la voie orale (trophique *via* l'alimentation, et eau de boisson), souvent considérée comme principale, et les voies cutanée et respiratoire globalement peu étudiées mais qui sont considérées comme non négligeables pour plusieurs groupes (reptiles, oiseaux exploitant les cultures, chiroptères). Il est maintenant d'usage de distinguer l'exposition, i.e., le contact avec le PPP, de l'imprégnation qui résulte de l'exposition et qui correspond à la présence de résidus dans les tissus des organismes.

• Méthodes de caractérisation de l'exposition

L'exposition de la faune sauvage aux PPP est caractérisée suivant quatre approches complémentaires :

1- l'évaluation théorique d'une exposition potentielle basée sur des modélisations spatialement et temporellement explicites croisant des données sur l'usage des PPP (enquêtes auprès d'exploitant ou bases de données publiques) et la probabilité de présence et/ou de déplacements d'animaux dans la matrice paysagère (observation directe, suivis télémétriques ou GPS d'individus, ou modèles de sélection de l'habitat) (Wolf *et al.*, 2010 ; Bro *et al.*, 2015).

2- des mesures d'exposition potentielle et avérée *via* le dosage de résidus de PPP dans les ressources alimentaires ou le contenu digestif (items alimentaires, i.e., insectes, graines…) ou dans les fèces ou présents dans l'environnement immédiat consommé (sol, eau) (Cobb *et al.*, 2000 ; Vyas *et al.*, 2007 ; Yildirim et Ozcan, 2007 ; Schabacker *et al.*, 2020 ; Poisson *et al.*, 2021).

3- des mesures d'imprégnation de la faune sauvage, *via* le dosage de résidus de PPP dans des matrices biologiques (tissus comme le foie, cerveau, muscles, corps entier), liquides corporels, poils ou plumes, œufs (Alharbi *et al.*, 2016 ; Bro *et al.*, 2016 ; MacDonald *et al.*, 2018 ; Graves *et al.*, 2019 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2019 ; Lennon *et al.*, 2020 ; Kuzukiran *et al.*, 2021).

4- Des mesures de biomarqueurs spécifiques d'une famille ou d'un mode d'action de composés. Des mesures d'activité de l'acétylcholinestérase ont été largement réalisées dans le plasma ou les tissus cérébraux de nombreux animaux (sur le terrain et en laboratoire) pour évaluer l'exposition aux OP et carbamates (Wobeser *et al.*, 2004 ; Fildes *et al.*, 2006). De nombreux autres biomarqueurs sont couramment mesurés dans les études expérimentales d'écotoxicologie (par ex. catalase, stress oxydant, longueur des télomères), mais ils sont pour la plupart non spécifiques des effets des PPP. Il est donc difficile d'interpréter leur réponse dans des suivis *in natura,* où d'autres facteurs influencent leur réponse. Pour ces raisons, ces derniers ne seront pas développés ci-après.

• Exposition et imprégnation de la faune sauvage aux pesticides

Cas des oiseaux granivores et insectivores

Une littérature assez riche existe pour les semences enrobées (majoritairement avec les NN ou les rodenticides anticoagulants, déjà présentés en amont en termes d'effet toxique aigu), notamment en raison des dosages de PPP menés dans le cadre de la toxicovigilance (Nakayama *et al.*, 2019 ; Lennon *et al.*, 2020). Récemment, des études sur des perdrix rouges se sont focalisées sur les fongicides triazolés présents dans les enrobages, et qui ont été retrouvés en mélange dans les contenus digestifs (Fernandez-Vizcaino *et al.*, 2022). Différents types de semis sont concernés (blé, orge, maïs, colza, tournesol, pois, lin, soja) ce qui induit l'exposition potentielle de nombreuses espèces d'oiseaux (Lopez-Antia *et al.*, 2016 ; Roy *et al.*, 2019 ; Lennon *et al.*, 2020). A titre d'exemple, à partir d'observations de terrain (suivis de fréquentation de parcelles), il a été estimé que de 15 à 30 espèces d'oiseaux étaient susceptibles de consommer des graines enrobées à la suite d'un semis (Prosser et Hart, 2005 ; Lopez-Antia *et al.*, 2016 ; Millot *et al.*, 2017). Une autre étude menée en Amérique du Nord, présentant un possible conflit d'intérêt, n'a identifié que deux espèces (Geai bleu et Corbeau Américain) consommatrices des graines de maïs traitées (1 graine consommée) avec un NN (McGee *et al.*, 2018). Les semences de betteraves semblent moins appétantes de par l'aspect de l'enrobage (Avery *et al.*, 1997 ; Prosser et Hart, 2005), ce qui limiterait l'exposition. Cette exposition aux NN ou rodenticides anticoagulants par consommation de semences enrobées/traitées ou appâts empoisonnés représente un cas particulier d'ingestion directe primaire de PPP.

Afin d'évaluer la probabilité d'exposition d'oiseaux nicheurs en zone agricole, une approche croisant des calendriers de traitements phytosanitaires réalisés à la parcelle (n ≈ 1 000 sur plus de 6 500 ha cumulés) et des suivis par télémétrie des individus avant et pendant l'incubation a été menée en France chez la Perdrix grise. Plus de 70% des nids de perdrix ont été exposés à un ou plusieurs traitements (principalement par pulvérisations et quelques enrobages sur maïs ou betteraves réalisés dans le domaine vital de la femelle) fongicides (53%) et/ou herbicides (25%) et/ou insecticides (16%), ce qui pourrait conduire à une exposition cumulée à 22 SA au maximum (Bro *et al.*, 2015). Mayer *et al.* (2020) ont récemment utilisé une approche similaire pour analyser l'exposition du lièvre d'Europe au Danemark.

Ce n'est que récemment, grâce au développement des techniques analytiques multi-résidus, que des informations nouvelles au regard des connaissances sur les PPP "historiques" aujourd'hui interdits ont pu mettre en évidence l'exposition des oiseaux terrestres aux PPP actuels à travers des mesures d'imprégnation. Chez la Perdrix grise (*Perdix perdix*) en France, des analyses multi-résidus dans les œufs ont montré la présence de plusieurs insecticides (pyréthrinoïdes et NN : cyhalothrine, clothianidine, thiaméthoxame), herbicides (par ex. diflufenican) et fongicides (par ex. cyproconazole, difénoconazole, tébuconazole, fenpropidine et prochloraze) récemment ou actuellement en usage (Bro *et al.*, 2016). D'autres études sur des perdrix ou des passereaux ont récemment mis en évidence des expositions à de multiples SA retrouvées dans l'organisme (Fernandez-Vizcaino *et al.*, 2022) ou dans les plumes (Humann-Guilleminot *et al.*, 2019). Dans l'étude de Rial-Berriel *et al.* (2021), 351 substances (dont quelques PPP actuels, POP, médicaments) ont été analysées simultanément sur 151 échantillons d'animaux sauvages morts en centres de soins à la suite de traumatismes, sans suspicion d'intoxication. Les PPP (autres qu'OC et anticoagulants, très présents dans toutes les espèces) ne sont retrouvés que dans un faible pourcentage d'oiseaux (< 5%). Il s'agit principalement de fongicides (par ex. flutriafol, fludioxonyl, boscalid) et insecticides (par ex. perméthrine). Les différentes classes de substances, PPP (autres qu'OC et anticoagulant), POP et rodenticides, ont été détectées à de plus fortes concentrations chez les oiseaux terrestres que chez les oiseaux aquatiques.

Pour les PPP actuels contrairement aux autres classes de contaminants comme les OC et anticoagulants, ce sont principalement les oiseaux autres que les rapaces qui sont contaminés. Chez le Dindon sauvage (*Meleagris gallopavo*) au Canada, une étude récente a mis en évidence l'imprégnation d'individus prélevés lors de la période de chasse par des NN (clothianidine, thiaméthoxame, ou les deux) et a également révélé une imprégnation par le fuberidazole chez quelques individus (fongicide) (MacDonald *et al.*, 2018).

Très récemment, chez les oiseaux, l'imprégnation a été étudiée à travers des analyses multi-résidus de NN et de molécules insecticides proches en termes de mode d'action (8 NN et plusieurs de leurs métabolites, et 2 insecticides récents : flupyradifurone et sulfoxaflor), ainsi que des fongicides azolés (14 triazoles et 2 imidazoles) chez plusieurs espèces (Merle noir, Mésange charbonnière, Cigogne blanche, Goéland brun et Goéland argenté) capturées dans différents sites dans le Sud-Ouest de la France (Prouteau, 2021). Les résultats montrent globalement : (i) une imprégnation généralisée des oiseaux par les insecticides et les fongicides étudiés ; (ii) un grand nombre de molécules détectées et des fréquences de quantification élevées (jusqu'à 100%) ; et (iii) un nombre de molécules détectées, des fréquences de quantification et des concentrations de PPP généralement supérieures dans les contextes agricoles tels que le vignoble par rapport à des sites côtiers, forestiers ou urbains, où cependant des NN et azolés sont aussi quantifiés chez les oiseaux (Prouteau, 2021). Ainsi, un grand nombre de NN ont été détectés (acétamipride, clothianidine, dinotéfurane, imidaclopride, thiaclopride, thiaméthoxame, et métabolites : acétamipride-N-desméthyl et imidaclopride-guanidine) avec des fréquences de quantification très élevées atteignant 100% pour plusieurs d'entre eux (par ex. acétamipride, clothianidine, imidaclopride, thiaclopride, thiaméthoxame) chez certaines espèces comme le merle. Le flupyradifurone a également été quantifié dans quelques échantillons. De la même manière pour les azolés, de nombreuses molécules ont été quantifiées avec des fréquences élevées atteignant pour certains composés 100% des individus analysés (bromuconazole, cyproconazole, difénoconazole, époxiconazole, fenbuconazole, flusilazole, imazalil, metconazole, myclobutanil, penconazole, prochloraze, propiconazole, tébuconazole, tétraconazole). Certaines valeurs de résidus de NN quantifiées s'approchant des seuils de toxicité, Prouteau (2021) signale la possibilité de conséquences physiologiques ou comportementales chez les individus les plus exposés. Un autre résultat intéressant est que suite aux restrictions d'usages de NN en 2018, il n'y a pas eu de diminution significative de leurs concentrations dans les plumes au cours des années suivantes. Une réduction des détections/quantifications des NN a été observée dans le plasma, mais la clothianidine y a été détectée et/ou quantifiée et représente la molécule la plus quantifiée y compris dans les années suivant l'interdiction. Un pas de temps de 2 à 3 ans n'est sans doute pas suffisant pour détecter les effets de l'interdiction car l'usage des molécules peut perdurer quelque temps (par ex. utilisation des stocks), et en raison de la persistance des molécules dans l'environnement. L'imprégnation par la clothianidine longtemps après l'arrêt de son usage peut être liée à sa longue demi-vie dans les sols et à la métabolisation dans les organismes de molécules mères de NN (thiaméthoxame) (Prouteau, 2021). Ces résultats suggèrent une poursuite de l'exposition de la faune sauvage aux NN plusieurs années après leur interdiction (Prouteau, 2021).

L'exposition directe à des PPP (notamment des insecticides) lors ou suite à des traitements a pu être montrée par des dosages menés sur des tissus « externes » cutanés (peau, pattes) ou des plumes, par exemple pour des OP (par ex. azinphos-méthyl, malathion, diazinon, chlorpyrifos), des carbamates (par ex. carbaryl) et des NN (par ex. acétamipride, imidaclopride) (Vyas *et al.*, 2004 ; 2007 ; Alharbi *et al.*, 2016 ; Graves *et al.*, 2019). L'exposition par voie trophique a été montrée de manière avérée pour certains taxons et/ou molécules, et les données de contamination des items alimentaires animaux et végétaux indiquent un transfert trophique potentiel de nombreuses SA actuellement utilisées. L'exposition trophique *via* la consommation de proies comme les vers de terre a par exemple été montrée pour le diazinon à travers des dosages réalisés dans le tractus gastro-intestinal (Cobb *et al.*, 2000). De nombreux taxons de la faune sauvage étant vermivores et/ou insectivores tout ou partie de l'année, l'exposition chronique par voie trophique est probable au vu des résultats sur les résidus de PPP seuls ou en mélange chez les insectes ou les vers de terre (Bertrand *et al.*, 2018 ; Bruhl *et al.*, 2021 ; Pelosi *et al.*, 2021). L'exposition trophique à travers la contamination des proies consommées chez les oiseaux insectivores a été démontrée récemment pour des hirondelles au Québec (Poisson *et al.*, 2021) ou des martinets en Suisse (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021) sur la base d'analyses multi-résidus de bols alimentaires de jeunes au nid. Ainsi chez les hirondelles bicolores, 54 SA ou produits de transformation incluant 9 fongicides, 18 herbicides et 24 insecticides

(10 OP, 7 carbamates + 3 dérivés et 7 NN) ont été recherchées dans le bol alimentaire (insectes) fournis par les parents (Poisson *et al.*, 2021). Les résultats ont montré une exposition ubiquiste avec au moins une molécule détectée dans 46% des bols alimentaires et au moins une molécule en concentration quantifiable dans 30% des bols alimentaires. Au total, 47 SA sur les 54 analysées ont été détectées au moins une fois (soit 87%). Des mélanges de PPP (gamme de 2-16 molécules, en moyenne près de 10 PPP par ferme) ont été détectés dans 45% des bols contaminés (21% des bols alimentaires analysés). Les PPP les plus fréquemment détectés ont été l'atrazine (25% des échantillons), le S-métolachlore (16%), l'imazéthapyre (10%), et la clothianidine (9%). Parmi les insecticides détectés figuraient 4 carbamates (sur six recherchés), 8 OP (sur 9 recherchés), et 5 NN (sur les 7 recherchés). Chez les martinets, l'étude focalisée sur l'analyse de NN a montré des concentrations mesurables d'au moins une molécule dans 75% des bols alimentaires (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021). L'acétamipride, le thiaclopride, et le thiaméthoxame étaient les molécules les plus fréquemment détectées.

Divers travaux ont mis en évidence des résidus de PPP dans les fruits cultivés pouvant être consommés par les frugivores (Schabacker *et al.*, 2020), ou dans les parties aériennes (feuilles, fleurs) des plantes cultivées et les plantes sauvages à proximité des parcelles traitées pouvant être consommées par les herbivores, ce pour diverses familles chimiques et plus particulièrement les NN (Botias *et al.*, 2016 ; Bishop *et al.*, 2018). Des études ont montré une contamination du pollen et/ou du nectar de divers végétaux par des OP et des NN (Botias *et al.*, 2016 ; Bishop *et al.*, 2018 ; 2020). L'analyse du fluide cloacal de colibris, oiseaux nectarivores, a confirmé leur exposition aux NN (imidaclopride, thiaméthoxame, clothianidine, acétamipride) avec un taux de quantification de 26,5% par au moins un NN, également présents dans le nectar. Le flupyradifurone, un insecticide systémique récent appartenant à la famille des buténolides, a également été détecté dans le fluide cloacal des colibris et le nectar d'abeilles (Bishop *et al.*, 2018 ; 2020).

Les analyses de résidus dans différents tissus ou fluides corporels ciblées sur les NN ont montré aux USA et en Europe une imprégnation ubiquitaire chez plusieurs groupes trophiques comme des nectarivores, des granivores et des insectivores des différentes molécules en usage ou récemment interdites et de métabolites (Bro *et al.*, 2016 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2019 ; Bishop *et al.*, 2020 ; Lennon *et al.*, 2020 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2021 ; Prouteau, 2021).

En résumé, la majorité des travaux relatifs à l'imprégnation se sont intéressés à l'analyse de résidus d'insecticides, en particulier des OP et au cours de la dernière décennie des NN. Une exposition aux OP et aux NN, ubiquitaire et généralisée aux différentes guildes trophiques, est avérée. Le constat semble similaire lorsque des pyréthrinoïdes sont recherchés. Les rares études qui ont ciblé les récents insecticides de la famille des buténolides et sulfoximines font également état de détection et de quantification. Lorsque les recherches s'intéressent à un plus grand panel de molécules et types d'usage, une imprégnation par des fongicides (notamment azolés) et herbicides est également mise en évidence. Le nombre restreint d'études et de familles de molécules considérées ne permet pas de généraliser de fréquence d'occurrence d'exposition par type d'usage ou guilde, ou encore d'identifier des contextes "à risque".

Cas des rapaces

Il existe peu d'informations sur l'imprégnation des rapaces par les PPP autres que les OC et les rodenticides anticoagulants (*cf.* section 4.2.4) et dans tous les cas présentés ci-après, aucune relation n'a été recherchée entre les concentrations mesurées et des effets quel que soit le niveau d'organisation biologique considéré. Suite à la recherche de résidus du fongicide chlorothalonil et de 12 SA herbicides appartenant à la famille des chlorophenoxy, seul l'herbicide chlorthal-diméthyl (DCPA) a été détecté dans des œufs de Balbuzard pêcheur aux USA (Chu *et al.*, 2007). Dans une synthèse sur les activités de surveillance des contaminants chez les rapaces en Europe, Gomez-Ramirez *et al.* (2014) rapportent que des fongicides et molluscicides sont recherchés dans plus de 50% des pays où ces suivis sont réalisés mais aucune donnée (positive ou négative) européenne n'a été publiée sur ces types de PPP avant 2017 à notre connaissance. Les études disponibles ont principalement montré l'imprégnation des rapaces à des NN. Dans trois d'entre elles, seuls des NN ont été recherchés, l'imidaclopride a été détecté chez le Hibou Grand-Duc (parmi 7 SA analysées (Taliansky-Chamudis *et al.*, 2017)), l'imidaclopride et

le thiaclopride chez la Bondrée apivore (parmi 3 SA analysées (Byholm *et al.*, 2018)) enfin le thiaclopride, l'acétamipride, la clothianidine et le thiaméthoxame chez l'Effraie des clochers (parmi 5 SA analysées (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021)). Des fréquences de détection contrastées ont été mises en évidence, 3% des échantillons analysés étaient positifs chez le Grand-Duc alors que chez la Bondrée apivore, l'imidaclopride et le thiaclopride ont été détectés dans 40 et 70% des échantillons, respectivement. Chez l'Effraie des clochers, plus de 80% des individus étaient positifs, notamment au thiaclopride, l'imprégnation fréquente de poussins suggérant une exposition probablement trophique. Ainsi, la spécialisation alimentaire de la bondrée sur les insectes ne suffirait pas à expliquer des fréquences de détection élevées des NN. L'étude de Badry *et al*. (2021) apporte des informations plus complètes sur l'imprégnation des rapaces à différentes familles et types de PPP actuellement utilisés. Les résidus de 28 SA incluant 12 fongicides, 8 herbicides et 8 insecticides ont été recherchés dans les foies de 186 individus appartenant à 5 espèces de rapaces et provenant principalement de la moitié nord de l'Allemagne. Seul le thiaclopride a été détecté dans deux milans royaux soit 1% des individus analysés. Un insecticide OP, le diméthoate et l'ométhoate, son oxon actif, ont également été mesurés à fortes concentrations chez deux individus mais ces cas ont été rattachés aux empoisonnements volontaires précédemment décrits. Bien que la portée de cette unique publication soit limitée en termes de généralisation, elle s'appuie sur un échantillon conséquent recouvrant une échelle spatiale quasi-nationale et associant des espèces présentant des traits écologiques différents. Elle montre la faible imprégnation de ces rapaces aux PPP actuellement utilisés mais il faut considérer les limites de détection des méthodes analytiques utilisées (≥ 10 $ng.g^{-1}$ pour 59% des SA recherchées) ainsi que l'organe sélectionné pour ces analyses, le foie, dans lequel certaines SA sont rapidement et efficacement métabolisées. Les auteurs recommandent l'utilisation d'autres matrices biologiques comme le sang pour les futures évaluations d'imprégnation des rapaces et de la faune sauvage à ces composés et de leurs effets.

Cas des mammifères hors chiroptères

Les mammifères prédateurs carnivores, ont régulièrement fait l'objet d'études portant sur leur exposition *via* les proies contaminées. Cette voie d'exposition est très clairement décrite depuis de nombreuses années avec les rodenticides anticoagulants (consommation de rongeurs eux-mêmes contaminés par les raticides) (Nakayama *et al.*, 2019 ; Baudrot *et al.*, 2020). Dans les études disponibles, les mammifères carnivores étudiés sont souvent contaminés à hauteur de 50 à 60%. On décrit plusieurs scénarios de contamination *via* le réseau trophique, avec parfois plusieurs niveaux successifs de transfert (3), des contaminations par les invertébrés, qui ne présentent généralement aucun trouble lié à la consommation de ces rodenticides. Les autres substances pour lesquelles de telles voies d'exposition sont classiquement décrites sont surtout des insecticides anciens (OC interdits, OP pour la plupart interdits ou pyréthrinoïdes).

Les données disponibles, nombreuses de par le monde, font état d'une contamination par les rodenticides anticoagulants généralement très présente avec des valeurs généralement faibles et dont l'impact réel sur les animaux est peu, voire pas connu (en dehors des effets sur la coagulation). Les auteurs font état de fréquences de détection supérieures à 50% chez les prédateurs. Koivisto *et al.* (2018) décrivent la distribution et quantification de divers rodenticides anticoagulants de seconde génération chez un large panel de prédateurs carnivores en Finlande par exemple.

Quelques publications (peu nombreuses en comparaison à celles portant sur les oiseaux) évoquent l'influence des OC sur les mammifères, en particulier les mustélidés réputés très sensibles aux effets reprotoxiques de ces composés et aux PCB. Il est malheureusement difficile de distinguer le rôle de chaque composé dans cette description toxicologique, dans la mesure où ces substances sont systématiquement analysées en commun et retrouvées avec une tendance à la corrélation entre elles en termes de teneurs tissulaires. Ces composés font encore l'objet de publications récentes, bien que la tendance soit très généralement à la baisse du nombre d'articles portant sur ces composés chez les mammifères terrestres. Très peu de données sont disponibles sur les mammifères carnivores pour les autres substances actives utilisées actuellement.

A travers une évaluation spatialement explicite de l'exposition par la comparaison entre les traitements réalisés et des suivis de déplacement des animaux, il semblerait que le Lièvre d'Europe fréquente indifféremment les parcelles, traitées récemment ou non et ne présente donc pas de comportement lui permettant de limiter son

exposition directe (Mayer *et al.*, 2020). De plus, du fait de son comportement et de ses déplacements importants entre parcelles, le lièvre serait préférentiellement exposé aux pulvérisations de manière directe (*via* l'aspersion) mais aussi de manière indirecte en raison du contact du pelage avec les cultures traitées puis les activités de toilettage (Mayer *et al.*, 2020). L'assimilation des PPP chez le lièvre serait finalement 7 fois supérieure *via* les pulvérisations que *via* l'alimentation (Mayer *et al.*, 2020). En utilisant le même modèle sur deux espèces proches, on observe des réponses populationnelles très différentes entre lapins et lièvres dans différents environnements agricoles réels (Topping et Weyman, 2018). L'une des plus vastes études menées à ce jour sur l'imprégnation multi-résidus a permis la recherche simultanée de 480 substances sur les muscles de 42 sangliers, 79 chevreuils et 15 cerfs en Pologne (Kaczynski *et al.*, 2021). Au total 28 substances ont été détectées, majoritairement des insecticides OC (6 au total : DDT et ses métabolites notamment), des NN (5 dont acétamipride, imidaclopride et clothianidine) et d'autres insecticides (chlorpyrifos), ainsi que des herbicides (4 dont diflufénican et méthoxychlor) et des fongicides (9 avec le tébuconazole, le difénoconazole, le carbendazime et le bénalaxyl). Sur les 136 animaux testés, plus de 80% présentaient des traces d'au moins un résidu de PPP, le DDT représentant à lui seul plus de 100 contaminations. Les teneurs mesurées étaient toutes de l'ordre du $\mu g.kg^{-1}$, à la notable exception de l'anthraquinone (> 80 $\mu g.kg^{-1}$), souvent utilisée comme répulsif pour sangliers malgré son interdiction depuis plusieurs années. De nombreux animaux présentaient des résidus d'au moins 2 PPP et jusqu'à 7. L'objectif de cet article était d'étudier le risque pour le consommateur humain (*via*nde de venaison), mais le premier constat factuel réside dans la fréquence de détection de PPP chez ces animaux. En dehors des mesures réalisées dans le cadre de la PPV ou la toxicovigilance sur les animaux moribonds ou morts (par ex. diverses surveillances liées aux usages de NN en Europe depuis une dizaine d'années), ces mesures d'imprégnation ne sont que très rarement mises en relation avec des mesures d'effets toxiques des composés. Des analyses multi-résidus ciblant 69 PPP actuellement utilisés (englobant des molécules mères et produits de transformation) dans des poils de petits mammifères omnivores (Mulot sylvestre) et insectivores (Musaraigne musette) vivant en grandes cultures céréalières en France ont révélé la présence de 22 à 40 molécules par individu (Fritsch *et al.*, 2019). Les résultats montrent une ubiquité de l'exposition, puisque des résidus de PPP ont été détectés chez tous les animaux quel que soit le type d'habitat (haies, cultures de céréales et prairies) ou de mode de gestion (AC ou AB). Les molécules les plus détectées en termes de fréquence (plus de 80% des individus) et/ou de concentrations (> 10 $\mu g.kg^{-1}$) sont les suivantes : époxiconazole, cyproconazole, propiconazole, prochloraze, azoxystrobine, carbendazime, imidaclopride, thiaclopride, TCPy, Cl2CA, 3-PBA, ClCF3CA, cyperméthrine, acétamipride, métolachlore, MCPA, 2, 4-D, pendiméthaline, diméthachlore, mécoprop, prosulfocarbe, dichlorprop, lénacile, boscalid, aclonifen, chlortoluron. Les 4 composés détectés dans 70 à 80% des échantillons sont tous des fongicides, principalement des azolés (prochloraze, propiconazole, cyproconazole) ainsi que la pyraclostrobine (famille des strobilurines). Les concentrations les plus élevées (> 100 $\mu g.kg^{-1}$) ont été mesurées pour les herbicides dichlorprop, diflufenican, MCPA, mécoprop, métolachlore et propyzamide, et les fongicides boscalid, carbendazime, époxiconazole et prochloraze, qui ne figurent pas systématiquement parmi les PPP les plus détectés. Ceci démontre une exposition à des familles de molécules, ayant des modes d'actions très variés. Enfin, les analyses montrent des différences entre le nombre de molécules détectées, les concentrations et les profils d'exposition aux différentes molécules entre les deux espèces, différences potentiellement liées à leurs traits écologiques et en particulier leur régime alimentaire. Enfin, de récents travaux proposent l'analyse de fèces comme une méthode de suivi non-létale d'exposition récente aux NN (*via* ingestion semences enrobées), tout en soulignant la nécessité d'études fines de toxicocinétiques pour établir des liens entre résidus dans les fèces et ce qui a été initialement absorbé (Roy *et al.*, 2020).

Cas des chiroptères

Des données de contamination relativement similaires à celles des autres mammifères (en termes de complexité de mélange retrouvés) ont été obtenus sur des cadavres de chauves-souris de 2 espèces (*Pipistrellus pipistrellus* et *Myotis myotis*) en Turquie, démontrant une exposition récurrente à de multiples résidus (Kuzukiran *et al.*, 2021). Différentes familles chimiques d'insecticides, fongicides et herbicides historiques et actuellement en usage sont détectées, notamment des pyréthrinoïdes (par ex. tau-fluvalinate, cyhalothrine, cyperméthrine, deltaméthrine), des

pyridazones (par ex. pyridabène), des dinitroanilines et herbicides acides (par ex. pendiméthaline, fluroxypyr), ou encore des triazoles (triticonazole, époxiconazole, cyproconazole).

La contamination par voie trophique serait majeure chez les chiroptères, avec principalement des contaminations des proies par les insecticides (Mineau et Callaghan, 2018 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019), bien que des études récentes laissent envisager une exposition à de nombreux autres PPP (Bayat *et al.*, 2014 ; Kuzukiran *et al.*, 2021). Des études et revues de la littérature mentionnent un risque d'exposition trophique des chiroptères, en particulier vis-à-vis d'insecticides comme les NN, sur la base de suivis d'activités de chiroptères et de dosages dans leurs proies présentes sur les sites fréquentés (Stahlschmidt et Bruhl, 2012).

Dans plusieurs colonies de petit Rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), des analyses sur du guano collecté dans des gîtes de maternité ont montré la présence d'OC comme l'endosulfan et le lindane dans plusieurs colonies (Afonso *et al.*, 2016). Par contre, aucun des autres composés organiques recherchés qui comprenaient des PCB, des insecticides IDC, le métaldéhyde (molluscicide), des rodenticides anticoagulants et une dizaine de SA/métabolites d'herbicides et fongicides n'a été détecté.

Cas des reptiles

À l'exception des OC et, dans une moindre mesure, des rodenticides anticoagulants, peu de données sont disponibles sur l'imprégnation des reptiles par les PPP *in situ*. Si dès les années 1970, il a été montré que les reptiles accumulent des OC à des concentrations potentiellement élevées, peu d'études ont été réalisées depuis 2000. Ces dernières ont généralement révélé des imprégnations considérées comme faibles comparées à celles mesurées dans les années 1970 mais il n'existe pas de référence permettant une interprétation toxicologique des concentrations tissulaires pour les reptiles (Weir *et al.*, 2013). Le transfert maternel des OC aux œufs a été montré chez l'alligator et contribuerait à la faible *via*bilité des pontes observée chez les populations étudiées (Rauschenberger *et al.*, 2004 ; 2007). Une autre étude de terrain a montré la présence de résidus d'OC dans des œufs de caméléon mais les effets éventuels n'ont pas été mesurés (Diaz-Paniagua *et al.*, 2002). L'imprégnation de reptiles à des anticoagulants, le plus souvent utilisés pour lutter contre des espèces invasives dans un contexte insulaire, a également été décrite à plusieurs reprises (synthétisées dans Mauldin *et al.*, 2020). Cette famille de rodenticides est considérée comme faiblement métabolisée par les reptiles qui y sont globalement peu sensibles malgré des différences inter-taxons (Mauldin *et al.*, 2020). A notre connaissance, seule (Guillot, 2017) a réalisé un *monitoring* multi-résidus recherchant des herbicides, fongicides et insecticides autres qu'OC chez 5 espèces de serpents provenant principalement de Poitou-Charentes, France. Des dosages de 39 SA (i.e., 26 insecticides OC et dérivés, 8 insecticides pyréthrinoïdes, 4 fongicides chlorophényl, chloronitrile et oxazole, 1 herbicide dinitroaniline) ont été réalisés dans les tissus adipeux de 175 individus morts de différentes causes en milieu naturel. Seuls des OC et métabolites ont été détectés dans plus de 10% des individus analysés et à des concentrations moyennes supérieures à 10 $\mu g.kg^{-1}$ PF. Les concentrations en p,p' DDE étaient significativement supérieures chez les espèces à mœurs aquatiques. Parmi les autres SA, 4 pyréthrinoïdes (bifenthrine, deltaméthrine, perméthrines cis- et trans-) et l'herbicide pendiméthaline ont été détectés dans 2 à 9% des échantillons à des concentrations moyennes comprises entre 1,4 et 7,2 $\mu g.kg^{-1}$ PF. De plus, des dosages complémentaires effectués dans des œufs ont révélé des concentrations en OC et dérivés 10 fois inférieures à celles mesurées dans les femelles correspondantes. Guillot (2017) conclut que si les niveaux moyens d'OC n'apparaissent pas alarmants, certaines concentrations fortes témoignent de contamination ponctuellement importante. Enfin, les tissus adipeux choisis dans cette étude sont surtout adaptés pour la recherche des composés lipophiles et faiblement métabolisés. Concernant les familles de PPP autres qu'OC, elles ont été presque uniquement mesurées en conditions contrôlées. On peut citer des insecticides comme la cyperméthrine (Chen *et al.*, 2016), le diflubenzuron et le flufénoxuron (Chang *et al.*, 2018b), le chlorpyrifos (Ciliberti *et al.*, 2013) ou des NN (Wang *et al.*, 2018 ; 2019b ; 2019c), des herbicides (glufosinate d'ammonium, (Zhang *et al.*, 2019)) et des fongicides (triadiménol, (Wang *et al.*, 2014) ; myclobutanil, (Chen *et al.*, 2017)). Ces PPP ont été détectés dans plusieurs organes et tissus, montrant des distributions internes et des variations temporelles post-exposition différentes en fonction de la substance considérée, leur nombre restreint empêchant toute tentative de généralisation. La détermination concomitante d'effets infra-individuels et/ou individuels peut dans une certaine

mesure apporter des éléments en termes d'interprétation toxicologique de l'imprégnation mais la toxicocinétique et la persistance des SA étudiées doivent impérativement être considérées pour permettre des conclusions pertinentes. Enfin, suite à l'exposition d'œufs de tortues à des sols contaminés par 10 PPP, de Solla et Martin (2011) suggèrent que les composés les plus absorbés ont une faible sorption au carbone ou aux lipides et une forte hydrosolubilité. Pour les plus hydrosolubles, une pression de vapeur élevée augmenterait également l'absorption. Ces résultats restent d'une portée limitée en termes de *monitoring* de l'imprégnation et d'évaluation des effets sur les populations de reptiles *in natura* en raison des conditions expérimentales contrôlées et des contextes d'exposition peu réalistes.

Cas des amphibiens en phase terrestre

Les recherches réalisées *in natura* révèlent une imprégnation des amphibiens par des mélanges complexes de PPP historiques et actuellement utilisés. En zone agricole aux Etats-Unis, des analyses multi-résidus menées dans les tissus de différentes espèces ont montré la présence de nombreux PPP (Smalling *et al.*, 2013 ; 2015 ; Swanson *et al.*, 2018). Plusieurs familles d'insecticides, herbicides et fongicides ont été détectées. Des mélanges complexes impliquant des molécules actuellement interdites en France (OP, carbamates, dicarboximides, pyréthrinoïdes et triazines : bifenthrine, diazinon, iprodione, simazine, carbofuran) et des substances encore en usage ont été mis en évidence dans les tissus des animaux. Dans les travaux publiés en 2015, des mélanges impliquant 17 PPP dont 8 fongicides, 4 herbicides et 5 insecticides ainsi que les produits de dégradation de 4 SA ont été détectés chez deux espèces de grenouille, *Pseudacris maculata* et *Lithobates pipiens*. Parmi les PPP actuellement autorisés, les substances détectées sont des herbicides comme le métolachlore, le propyzamide et la pendiméthaline, des insecticides pyréthrinoïdes, et un grand nombre de fongicides appartenant à plusieurs familles chimiques dont les azolés (par ex. fenbuconazole, fluoxastrobine, imazalil, métalaxyl, myclobutanil, pyraclostrobine, tébuconazole). Dans une étude menée en Argentine, un total de 20 PPP a été détecté dans les tissus de deux espèces à l'écologie contrastée, l'une semi-aquatique (*Leptodactylus latrans*) et l'autre terrestre (*Leptodactylus latinasus*) (Brodeur *et al.*, 2022). Considérant l'ensemble des sites quelle que soit leur distance aux zones cultivées, 12,5% à 57% des individus présentaient des résidus d'au moins un PPP (jusqu'à 12 molécules/individu) (Brodeur *et al.*, 2022). Des familles chimiques variées sont représentées dans les PPP détectés, qui rassemblent 9 insecticides (chlorpyrifos-méthyl, chlorpyrifos-éthyl, pirimiphos-méthyl, fénitrothion, bifenthrine, perméthrine, chlorantraniliprole, imidaclopride et buprofézine), 4 herbicides (acétochlore, métolachlore, atrazine et imazéthapyr), et 7 fongicides (azoxystrobine, picoxystrobine, pyraclostrobine, trifloxystrobine, métalaxyl, époxiconazole et carbendazime). Si un grand nombre de ces substances ne sont en usage que dans la zone géographique étudiée, plusieurs sont approuvées en usage PPP en France : chlorantraniliprole, buprofézine, métolachlore, azoxystrobine, pyraclostrobine, trifloxystrobine et métalaxyl l'ont été récemment ou sont soumises à dérogation comme l'époxiconazole et l'imidaclopride.

Lors d'études expérimentales en laboratoire, il a été montré une bioaccumulation de PPP dans différents tissus voire dans des œufs des amphibiens suite à l'exposition à des insecticides, herbicides et fongicides appartenant à diverses familles chimiques par voie cutanée ou orale. On peut notamment citer le fénoxaprop métabolite de l'herbicide fénoxaprop-éthyl (Jing *et al.*, 2017), l'alpha-cyperméthrine et certains de ses produits de transformation (DCCA, 3-PBA) (Yao *et al.*, 2017), la pyraclostrobine et le metconazole (Cusaac *et al.*, 2016), l'imidaclopride, l'atrazine, le triadiméfon, le fipronil, et la pendiméthaline, la bifenthrine, le métolachlore, le triadiméfon, le propiconazole, le 2,4-D (Van Meter *et al.*, 2015 ; 2018 ; Glinski *et al.*, 2019). Dans plusieurs de ces études, l'absorption cutanée est mise en évidence pour de multiples PPP (imidaclopride, atrazine, triadiméfon, fipronil, pendiméthaline, pyraclostrobine, metconazole, propiconazole, métolachlore, 2,4-D, triadiméfon) présentant des caractéristiques physico-chimiques variées. Ils ajoutent que ceci pourrait aider à expliquer les fortes concentrations internes chez les amphibiens en phase terrestre après des traitements de PPP par pulvérisation.

Plusieurs études visant à estimer l'exposition potentielle des amphibiens en phase terrestre aux PPP dans différents types de culture ont montré une forte probabilité de co-occurrence entre la présence des animaux dans les parcelles ou aux abords pendant les périodes de traitements. Cette co-occurrence implique parfois de fortes proportions des populations reproductrices concernés. Dans une étude en zone viticole en Allemagne, les auteurs

ont calculé que 14 à 29% des crapauds communs (*Bufo bufo*) pouvaient être présents dans une parcelle au moment d'une application de PPP au moins, et jusqu'à 24% de la population d'un plan d'eau pouvait entrer en contact avec des PPP au cours d'une seule journée (Leeb *et al.*, 2020). En étudiant l'exposition potentielle pour plusieurs espèces (grenouilles, crapauds et tritons : *Bombina bombina*, *Rana arvalis, Pelobates fuscus et Triturus cristatus*) dans différentes cultures, Berger *et al.* (2013) montrent une co-occurrence entre les amphibiens et les traitements au glyphosate atteignant jusqu'à 100% des populations d'amphibiens. Cette co-occurrence est observée pour les traitements de printemps, d'été et également d'automne. Lenhardt *et al.* (2015) ont mis en évidence que les espèces migrant tardivement comme *B. bombina* et *P. fuscus* pouvaient être exposées à un plus grand nombre d'applications de PPP que celles migrant précocement comme *R. arvalis*. La coïncidence temporelle avec au moins une application de PPP atteint 86% de la population reproductrice chez *P. fuscus* durant la montaison du colza d'hiver. En maïs, au moment où les sols sont nus ou la culture en émergence (pas d'interception des résidus de PPP par la végétation) jusqu'à 17% de la population reproductrice de *B. bombina* peut rencontrer au moins une application d'herbicide

4.3. Effets indirects des pesticides sur les vertébrés terrestres

Les travaux de synthèse de la littérature concernant l'impact des PPP sur la faune sauvage font état de l'importance des effets indirects *via* les cascades trophiques et la compétition inter-spécifique par la suppression des ressources alimentaires ou d'espèces compétitrices (Bright *et al.*, 2008 ; Kohler et Triebskorn, 2013 ; Stanton *et al.*, 2018). Les autres effets indirects majeurs mentionnés, qui concernent également les interactions biotiques et les effets sur les communautés, sont les interactions hôte-parasite ou pathogènes, essentiellement décrites sur les amphibiens.

4.3.1. Effets sur les ressources alimentaires

Cas des oiseaux granivores et insectivores

Le déclin des oiseaux des milieux agricoles a fait suite à l'intensification agricole d'après-guerre, qui a entre autres entraîné une diminution des surfaces de zones non cultivées dans les paysages agricoles concernés (Henderson *et al.*, 2012 ; Brodier *et al.*, 2014), ces zones étant riches en ressources alimentaires pour l'avifaune. L'usage de PPP est l'une des pratiques agricoles constituant un facteur additionnel dans cette réduction des ressources alimentaires pour les granivores et insectivores. L'effet indirect des PPP *via* la réduction des ressources alimentaires (arthropodes et graines) est proposé à l'heure actuelle comme l'un des facteurs majeurs du déclin d'espèces d'oiseaux granivores et insectivores des milieux agricoles (Benton *et al.*, 2003 ; Boatman *et al.*, 2004 ; Bright *et al.*, 2008 ; Kuijper *et al.*, 2009 ; Stanton *et al.*, 2018 ; Moller, 2019). Grâce à la réduction de l'usage des PPP les plus toxiques et persistants suite aux évolutions réglementaires depuis la fin du 20e siècle, la tendance d'un impact prépondérant des PPP sur la faune sauvage au travers des effets sur les ressources alimentaires s'impose de plus en plus dans la littérature.

Le mécanisme d'impact des PPP sur la faune *via* la réduction des ressources trophiques a été mis en lumière depuis de nombreuses années, avec par exemple des travaux sur les perdrix dans les années 1980 (Potts, 1986). Plusieurs études ont démontré une relation entre les usages de PPP et le déclin concomitant des communautés d'insectes et de plantes (*cf.* Chapitres 8 et 6) (Geiger *et al.*, 2010 ; Van Dijk *et al.*, 2013 ; Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019) et la diminution des populations d'oiseaux (Benton *et al.*, 2003 ; synthèses de Bright *et al*. (2008), Mineau et Whiteside (2013), Gibbons *et al*. (2015), Stanton *et al*. (2018) et Moller (2019)). L'impact négatif de la diminution des ressources sur le succès de reproduction a été démontrée pour nombre de passereaux concernant les ressources en insectes, lesquels sont essentiels lors de la période de reproduction pour de nombreuses espèces (Morris *et al.*, 2005 ; Bright *et al.*, 2008 ; Poulin *et al.*, 2010), mais aussi concernant les graines ou fruits (Gibbons *et al.*, 2006 ; McKenzie *et al.*, 2011 ; Rey, 2011). Par exemple, en diminuant la ressource alimentaire en arthropodes, les insecticides appliqués en période de reproduction ont été identifiés comme un des facteurs diminuant les performances de reproduction du Bruant proyer (*Miliaria calandra*) et du Bruant jaune (*Emberiza citrinella*) (Brickle *et al.*, 2000 ; Boatman *et al.*, 2004 ; Hart *et al.*, 2006). La réduction de la disponibilité des proies

peut modifier le comportement de recherche de nourriture des adultes, avec des répercussions sur leur succès de reproduction et leur survie (Stanton *et al.*, 2016). Au Canada, des chercheurs ont mis en évidence des liens entre l'intensification agricole à l'échelle du paysage, l'usage de PPP, la contamination des insectes et le déclin commun des populations d'insectes (proies) et d'hirondelles (prédateurs) (Garrett *et al.*, 2021a ; Poisson *et al.*, 2021).

Bien que les déclins des populations d'oiseaux ou une diminution du succès de reproduction coïncident avec des déclins d'invertébrés, il semble que ce phénomène n'explique pas entièrement les tendances démographiques des différentes espèces concernées. Ces effets indirects liés à la diminution des ressources alimentaires ont été très souvent étudiés en période de reproduction au printemps en lien avec les besoins alimentaires accrus en raison de l'élevage des jeunes. Cependant, des liens entre la pression phytosanitaire et les quantités de nourriture disponibles à d'autres périodes de l'années (automne et hiver) sont évoqués (par ex. Benton *et al*., 2003 ; Bright *et al*., 2008). Ainsi, en dehors de la période de reproduction, les déclins de ces oiseaux granivores ont été liés à une réduction de leur survie hivernale, probablement en raison de la disponibilité réduite des graines (Siriwardena *et al.*, 2000 ; Bright *et al.*, 2008 ; Butler *et al.*, 2010). En périodes automnale et hivernale, en étudiant différentes stratégies de gestion en termes d'usage d'herbicides et de fertilisants sur céréales, McKenzie *et al.* (2011) ont montré que les alouettes se nourrissaient plus fréquemment dans les chaumes, dont les cultures n'avaient pas reçu de traitement PPP, et qui avaient de plus fortes densités en graines d'adventices. Si les herbicides peuvent avoir un impact direct sur les ressources végétales des herbivores et granivores, ils peuvent aussi avoir un impact sur les ressources en invertébrés, éventuellement par toxicité mais aussi à travers la modification des communautés végétales dont les invertébrés dépendent (Kohler et Triebskorn, 2013). Par exemple, il a été démontré que l'application d'herbicides sur des cultures avait également un effet sur des populations d'oiseaux par effet sur leurs ressources alimentaires en invertébrés. Les traitements précoces réduisent la ressource végétale (plantes adventices), tout en ayant un effet marginal et non significatif sur la culture de céréales (Taylor *et al.*, 2006). En parallèle, une diminution des arthropodes du sol a été constatée en relation avec la diminution des plantes adventices, et cette communauté d'arthropodes est la base du régime alimentaire de poussins de faisans et de perdrix grises. Les conséquences peuvent affecter le développement des poussins en raison de la réduction de la ressource, mais aussi la production agricole elle-même par diminution de la population d'insectes prédateurs de ces plantes adventices (Taylor *et al.*, 2006).

En ce qui concerne plus spécifiquement certaines familles de molécules, une revue de la littérature a souligné le rôle probablement important d'effets indirects des NN et du fipronil, *via* la réduction de l'approvisionnement alimentaire des oiseaux en grandes cultures (Gibbons *et al.*, 2015). L'usage de la deltaméthrine (pyréthrinoïde) et du carbofuran (carbamate) pour le contrôle de populations de sauterelles a provoqué une diminution de la proportion de sauterelles dans le nourrissage des poussins de Plectrophane à ventre noir (*Calcarius ornatus*) accompagnée d'une diversification des items alimentaires (items inhabituels) et d'une augmentation de la distance parcourue par les adultes pour le nourrissage (Martin *et al.*, 2000). Une étude en milieu forestier, avec un traitement d'imidaclopride au pied des arbres n'a pas induit de changement de l'abondance ou des communautés d'oiseaux, bien qu'ayant un impact sur les populations de proies (surtout les lépidoptères) (Falcone et DeWald, 2010). Cependant, à l'échelle de cette étude, les oiseaux pouvaient sortir de la zone traitée pour se nourrir, ce qui pourrait expliquer cette absence de relation en inadéquation avec le reste de la littérature. La culture d'OGM résistants aux herbicides, qui peut permettre des traitements herbicides plus conséquents qu'en culture non-OGM, serait d'autant plus à risque pour ce type d'effet indirect (Gibbons *et al.*, 2006). Les biopesticides comme le spinosad ou reposant sur l'utilisation des propriétés de *Bacillus thuringiensis* (sous différentes formes, par ex. endotoxine, agent de contrôle, OGM) peuvent également provoquer des effets indirects sur les réseaux trophiques aboutissant à une réduction des ressources alimentaires pour les insectivores (Poulin *et al.*, 2010 ; 2018).

Si la quantité des ressources est un facteur crucial expliquant l'impact délétère indirect des PPP sur la biodiversité de l'avifaune, la qualité nutritionnelle des proies et donc la composition (diversité et identité des espèces) des communautés de proies disponibles est également un paramètre essentiel pour la survie et le succès de reproduction des oiseaux (Kuijper *et al.*, 2009 ; Spiller et Dettmers, 2019). Ainsi, des travaux en conditions contrôlées sur la Perdrix grise ont renforcé les présomptions sur l'importance non seulement de la biomasse d'arthropodes disponibles, mais aussi de la composition (pucerons à la place d'orthoptères) de la communauté de

proies (à travers la qualité nutritionnelle des ressources) pour la survie et la croissance des poussins au nid (Borg et Toft, 2000). De nombreux insectivores dépendent des insectes aquatiques adultes comme ressource alimentaire de haute qualité nutritionnelle (Kraus *et al.*, 2021). Or les contaminants dont les PPP peuvent déterminer des pertes de biomasse disponible de ces proies (i.e., par mortalité induite ou altération de la phénologie d'émergence) et réduire la qualité énergétique/nutritionnelle de la communauté de proies disponibles (i.e., augmentation de la bioaccumulation, diminution de la diversité) (Kraus *et al.*, 2021). En étudiant des zones humides prairiales et des zones humides agricoles, Kraus *et al.* (2021) ont mis en évidence une diminution de l'émergence des insectes aquatiques adultes avec l'augmentation de leurs concentrations internes en insecticides. La diminution de biomasse des insectes émergents pouvait atteindre 43-73% selon la contamination en PPP et la salinité des milieux (Kraus *et al.*, 2021).

D'un point de vue théorique, la réduction des ressources sous l'effet des PPP pourrait entraîner des modifications des relations de compétition intra- et interspécifiques (Rohr *et al.*, 2006 ; Clements et Rohr, 2009). Cette hypothèse a été évoquée pour expliquer pourquoi les espèces spécialistes étaient plus impactées (i.e., diminutions d'abondance) par les pratiques agricoles les plus intensives y compris en termes de traitements PPP que les espèces généralistes, ces dernières montrant parfois des réponses positives (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2009 ; 2010b). Les espèces généralistes pourraient en effet bénéficier d'un relâchement de la compétition avec les espèces spécialistes dont la densité est affectée négativement par les PPP (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010b).

En dehors de ces molécules, peu d'autres composés ont été étudiés spécifiquement, la plupart des travaux étant menés *in natura* en comparant des pratiques avec ou sans traitement et mettent en lumière des impacts des usages de PPP sans cibler une famille chimique particulière. D'une manière générale peu de recherches ont caractérisé les liens de causalité entre les différents paramètres impliqués et les réponses, i.e., le déclin qualitatif et/ou quantitatif des insectes et des adventices, les effets sur la *fitness* des individus (survie, état de santé, reproduction), les compétitions intra- et interspécifique, et le déclin concomitant de populations (Gibbons *et al.*, 2015). En tenant compte de l'ensemble des informations disponibles, il apparaît que l'un effet négatif indirect de l'usage des PPP sur les populations et communautés d'oiseaux *via* la réduction de la quantité et/ou de la qualité des ressources est hautement probable, et serait l'un des principaux facteurs impliqués dans le déclin de la biodiversité des oiseaux agricoles. Cet effet négatif semble plutôt lié aux mécanismes d'interactions écologiques entre les espèces (par ex. interactions trophiques et compétition), qu'au type d'usage de PPP impliqué herbicide *vs* insecticide ou aux familles chimiques utilisées.

Cas des rapaces

Seule l'étude de Naim *et al*. (2011) a suggéré de possibles effets indirects des PPP sur les rapaces *via* des réductions de la disponibilité en proies. Ces auteurs expliquent les plus faibles succès de reproduction d'effraies des clochers dans les plantations de palmiers à huile traitées avec différents rodenticides anticoagulants par la diminution des densités de rats, proie principale de l'Effraie et cibles des traitements. Leurs conclusions sont cependant limitées par l'absence de suivis des comportements de nourrissage des poussins, de leur régime alimentaire et de la disponibilité de potentielles proies alternatives. Certaines espèces de rapaces peuvent avoir des régimes alimentaires très insectivores (Bondrée apivore, Chevêche d'Athéna) au moins à certaines saisons. De ce fait, les effets indirects liés au déclin de l'entomofaune et montrés chez les passereaux insectivores pourraient également les affecter mais aucune étude ne s'est intéressée à cette question à notre connaissance.

Cas des mammifères

Les études portant sur les effets indirects des PPP sont rarissimes. Dans une revue très générale sur les effets indirects, Prosser *et al*. (2016) ne citent qu'une seule étude expérimentale montrant un effet de pulvérisations de PPP sur une espèce de mammifère, le Mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*). Après pulvérisation d'herbicides à dose agronomique, l'étude rapporte une diminution de la population de rongeurs dans les zones traitées alors qu'elle augmente à leur proximité immédiate. Il semble que la diminution des ressources ait provoqué le déplacement des individus, mais les auteurs suggèrent qu'après 3 années de suivi, la diminution de la biodiversité

des ressources végétales pourrait être à l'origine d'une diminution de la reproduction et/ou de la survie des rongeurs. Toutefois, ces conclusions ne présagent pas de l'existence ou non d'effets liés aux dérives post-traitement sur les bords et zones enherbées. Une étude norvégienne a porté sur l'effet indirect de l'utilisation de glyphosate en forêt sur la présence et l'utilisation des forêts par des élans. Après application de cet herbicide sur les parcelles forestières, la disponibilité fourragère a été réduite de 60 et 96% en été et en hiver, respectivement, 4 ans après les traitements. Ces zones sont également moins fréquentées par les élans (Milner *et al.*, 2013).

Cas des chiroptères

Le phénomène de raréfaction des ressources alimentaires en insectes affecte aussi les insectivores comme les chiroptères. Différents travaux réalisés en Europe et Amérique montrent une association entre de plus fortes quantités de ressources en arthropodes dans les cultures biologiques et de plus fortes activités, abondances et richesses spécifiques chez les chauves-souris et musaraignes (Wickramasinghe *et al.*, 2003 ; 2004 ; Jennings et Pocock, 2009 ; Put *et al.*, 2018 ; Oliveira *et al.*, 2021). Plus spécifiquement pour les NN, sur la base des connaissances actuellement disponibles, les éléments exhaustifs exposés par (Mineau et Callaghan, 2018) étayent la conclusion que les chiroptères sont influencés négativement par l'usage de ces insecticides à la fois directement par toxicité et indirectement *via* la réduction de l'abondance des insectes (Mineau et Callaghan, 2018).

Cas des reptiles

Bien que des phénomènes de cascade trophique aient été évoqués pour expliquer le déclin de reptiles (Mingo, 2018), il n'existe aucune preuve d'effets des PPP sur leurs populations ou communautés *via* la diminution des ressources alimentaires. Si les mécanismes expliquant le déclin des populations de lézards malgaches suite à des épandages de fipronil n'ont pas été spécifiquement étudiés, cette diminution serait plus probablement due à la diminution drastique de leurs proies, i.e., des termites, plutôt qu'à la toxicité directe de cet insecticide selon (Peveling *et al.*, 2003). Une étude récente réalisée en microcosme a montré que les effets individuels de la simazine sur des lézards étaient dus à l'articulation complexe de la toxicité directe de cet herbicide et de mécanismes indirects liés à la dynamique comportementale prédateur-proie et aux variations des ressources alimentaires (Wang *et al.*, 2021).

4.3.2. Modifications de l'habitat

Cas des oiseaux granivores et insectivores

L'importance des surfaces non cultivées (par ex. haies, bosquets, bordures de parcelles) et habitats semi-naturels exploités tout ou partie du temps (par ex. prairies, jachères) dans la trame paysagère agricole est l'un des éléments clés influençant le déclin de certaines espèces d'oiseaux puisqu'il s'agit de leurs habitats de nourrissage, de nidification et/ou d'hivernage (Robinson et Sutherland, 2002 ; Hill *et al.*, 2014 ; Traba et Morales, 2019). L'usage de PPP dans ces habitats peut en modifier la composition et/ou la structure végétale ainsi que les invertébrés, affectant ainsi la qualité de l'habitat (Kuijper *et al.*, 2009). Ainsi, l'amélioration de la disponibilité et de la qualité de l'habitat est l'une des principales mesures de gestion proposée pour restaurer les populations de Perdrix grise, et cette amélioration passe en partie par la réduction de l'usage de PPP d'après Kuijper *et al.* (2009). Par exemple, une rotation de jachères avec une régénération du couvert végétal sans intrant est préconisée, ou encore l'utilisation de couverts végétaux hivernaux voire estivaux plantés en mélanges de graines plutôt que le maintien de sols nus avec usages d'herbicides.

En étudiant l'impact de traitements herbicides (glyphosate et imazapyr) pour contrôler les phragmites en marais, Lazaran *et al*. (2013) ont détecté un effet négatif des traitements sur la reproduction du Troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*), passereau inféodé aux roselières. A la suite de ces traitements, les auteurs ont mis en évidence une diminution de la densité de territoires occupés (2,39 à 0,54 territoires par ha), une forte réduction de la densité de nids actifs (1,43 à 0,12 nids par ha) et un report important de la date d'initiation de nidification (environ 36 jours, fin juillet *versus* mi-juin) tandis que la hauteur moyenne des nids ne variait pas significativement (86,4 cm

versus 79,6 cm) (Lazaran *et al.*, 2013). La modification des caractéristiques de l'habitat, notamment un délai dans la croissance de la végétation suite aux traitements herbicides entraînant une structure verticale inadéquate pour la nidification durant la majorité de la saison de reproduction, semble être la raison principale de cet impact négatif sur la population reproductrice. En effet, les couples étaient présents sur les sites et ont apparemment attendu la régénération de la végétation native à partir de la banque de graines jusqu'à ce qu'elle atteigne une hauteur adéquate (> 80 cm) (Lazaran *et al.*, 2013).

Dans le cadre de gestion sylvicole, l'utilisation de traitements herbicides en forêt pour supprimer ou limiter la croissance des herbacées et des espèces ligneuses dans les plantations induisent des modifications de la structure et de la composition de la végétation par rapport aux parcelles évoluant naturellement. Ces modifications de l'habitat peuvent entraîner des effets négatifs sur l'avifaune, mais ces impacts sont dépendants des guildes considérées (par ex. oiseaux de milieux ouverts versus oiseaux forestiers, spécialistes de peuplements de conifères versus de peuplements caducifoliés, espèces se nourrissant dans le feuillage versus espèces se nourrissant au sol) (Sladek *et al.*, 2008 ; Betts *et al.*, 2013 ; Kroll *et al.*, 2017 ; Rolek *et al.*, 2018). Ces effets s'atténuent généralement voire disparaissent au bout de quelques années au fur et à mesure de la régénération de la végétation, car ces pratiques sont menées sur des parcelles réparties en mosaïque dans les espaces forestiers et n'ont lieu qu'une fois au moment de la plantation ou au cours des premières années seulement de croissance de la plantation. Par exemple, en étudiant des traitements herbicides d'intensité croissante en sylviculture aux Etats-Unis, des effets négatifs sur l'abondance et la richesse des oiseaux de début de succession écologique ont été mis en évidence au cours des 4-5 ans post-traitement, avec un effet plus fort chez les espèces se nourrissant dans le feuillage (par ex. réduction de richesse de 23-52%) que chez les espèces ayant d'autres comportements de nourrissage (par ex. réduction de 8-25%) (Betts *et al.*, 2013 ; Kroll *et al.*, 2017). La diminution de l'intensité des traitements herbicides a également eu des effets positifs sur les oiseaux des premières phases de succession écologique au cours des premières années de croissance des arbres, particulièrement les espèces ayant des tendances de population en déclin dans le Nord-Ouest pacifique des Etats-Unis (Kroll *et al.*, 2017). Les effets sur les communautés d'oiseaux n'ont plus été détectés après 5 ans, probablement en raison de la régénération rapide de la végétation après l'arrêt des traitements herbicides d'après les auteurs (Kroll *et al.*, 2017).

Cas des mammifères

Une étude conduite en Amérique du Nord montre un lien significatif entre l'utilisation d'herbicides en forêt, la diminution d'une espèce de chêne qui est l'habitat privilégié de l'Ecureuil renard (*Sciurus niger*). La diminution de la population de chênes est associée à une réduction de la population d'écureuils, ce qui suggère un lien entre l'application d'herbicide et la raréfaction de l'espèce dans cet écosystème forestier par altération de l'habitat (aucune mortalité anormale n'étant relevée par ailleurs) (Boone *et al.*, 2017). Considérant les assemblages de petits mammifères dans des sites forestiers dont certains faisaient l'objet de gestion d'éclaircissement avec usage d'herbicides, des déclins pour certaines espèces ont été détectés mais les populations ont montré une récupération deux ans après le traitement. Les réponses aux différents traitements de gestion étaient très dépendantes des traits écologiques des petits mammifères, les espèces abondantes et opportunistes étant relativement peu affectées par les traitements, tandis que certaines espèces montraient des réponses positives comme les espèces de milieu ouvert dans les zones traitées aux herbicides ou les espèces associées à un étage dense d'arbuste dans les peuplements éclaircis (McLaren *et al.*, 2011). De telles études sont très rares chez les mammifères terrestres, il est donc impossible d'avoir une analyse plus complète de cet effet indirect (cultures et situations à risque, espèces, types de PPP…), de son ampleur ou de son impact sur leur biodiversité.

Cas des reptiles

Si aucune étude n'a démontré d'effets indirects de PPP *via* des modifications de l'habitat, chez les reptiles, McConnell et Sparling (2010) suggèrent que le principal risque du prothioconazole et de son métabolite le prothioconazole-desthio pour les reptiles aquatiques et semi-aquatiques serait dû à la dégradation de leur habitat en raison de la forte toxicité de ce fongicide pour les plantes aquatiques et les invertébrés.

4.3.3. Sensibilité à la prédation

Plusieurs auteurs ont évoqué les effets comportementaux des PPP chez les vertébrés. Parmi les conséquences évoquées (mais rarement démontrées ou observées), l'impact de ces effets comportementaux sur le risque de prédation accrue de l'espèce exposée est régulièrement supposé. Ainsi, dans une revue générale de l'exposition des chiroptères aux polluants organiques et de leurs effets, O'Shea et Johnston (2009) évoquent ce risque lors d'exposition non létale à divers insecticides (OC, OP, pyréthrinoïdes). L'altération des mouvements et des capacités de fuite pourraient être à l'origine d'une vulnérabilité accrue à la prédation. Dans leur synthèse sur l'impact des IDC sur la faune sauvage, Lambert *et al.* (2005) présentent des effets d'ordre physiologiques et comportementaux, et soulignent que les impacts peuvent affecter la biologie des individus et menacer la dynamique des populations. L'exposition à ces PPP induit une diminution de l'activité et de la vigilance qui implique une exposition accrue à la prédation, phénomène amplifié par l'affaiblissement des individus en raison de la réduction de leur comportement de recherche de nourriture et de l'inappétence provoquées également par ces insecticides. Une part importante de la mortalité serait due à cette baisse d'activité et de vigilance. Des altérations de comportement anti-prédation, mesurées par l'incapacité à reconnaître un serpent comme un prédateur potentiel, ont été montrées chez des souris exposées à l'herbicide haloxyfop-p-méthyl ester (Mendes *et al.*, 2018). Ce risque est également évoqué avec l'exposition des perdrix aux NN qui sont à l'origine d'une diminution avérée de la mobilité (effet anti-nicotinique) avec parésie ou paralysie des oiseaux, sans mortalité. Le risque de mortalité par prédation pourrait être augmenté par l'exposition à un insecticide (Millot *et al.*, 2017).

4.3.4. Sensibilité aux pathogènes

Comme détaillé dans les parties précédentes (*cf.* section 4.2.1) concernant les effets toxiques, des augmentations de prévalences de maladies infectieuses et parasitaires ont été rapportées chez différents groupes taxonomiques, en particulier les mammifères et les amphibiens. Les connaissances actuelles laissent supposer que les effets toxiques des PPP pourraient limiter la résistance des animaux aux pathogènes et parasites, *via* des effets d'immunotoxicité et de perturbations endocriniennes, métaboliques et énergétiques en favorisant la transmission/l'infection et/ou en diminuant les capacités l'organisme à lutter contre la maladie.

Cependant, il existe peu de connaissances sur le rôle des PPP sur les modifications des dynamiques des pathogènes ou parasites et les dynamiques de leurs hôtes et vecteurs. Cela pourrait représenter des facteurs aggravants ou au contraire limitants du potentiel d'impact des PPP sur les populations. Les problématiques d'antibiorésistance, de résistances aux fongicides et aux antiparasitaires chez les pathogènes et parasites font partie des champs de recherche émergents en santé humaine et en santé de la faune domestique. Les conséquences des pressions de sélection des PPP sur les souches de pathogènes et parasites et l'impact sur leur dispersion dans l'environnement pourraient représenter des enjeux pour la santé de la faune sauvage et nécessitent des recherches approfondies.

5. Effets sur les fonctions écologiques et services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres

5.1. Synthèse des principales fonctions écologiques assurées par les vertébrés terrestres

La bibliographie sur les impacts des PPP sur les fonctions écologiques et/ou les services écosystémiques assurés par la faune sauvage est très limitée. Les vertébrés terrestres sont impliqués dans de nombreuses fonctions écologiques (*cf.* Tableau 9-A1 en annexe). Il peut ainsi être considéré de façon intuitive que les PPP fragilisent ces fonctions en impactant les populations et les communautés de vertébrés terrestres mais aucune étude quantitative n'est disponible sur cette question à notre connaissance.

Dans le cas spécifique des reptiles, l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) s'est intéressée conceptuellement à cette question en définissant neuf types de services écosystémiques associés à ce groupe taxonomique. L'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) propose également une synthèse des conséquences potentielles de différentes options de protection des reptiles qui pourraient être retenues par les gestionnaires du risque « PPP » sur les services écosystémiques qu'ils assurent.

Dans une large étude européenne, Geiger *et al.* (2010) ont cherché à démêler l'impact des différentes composantes de l'intensification agricole telles que la perte d'éléments paysagers, l'agrandissement des tailles de parcelles ou l'utilisation de fertilisants et de PPP, sur la biodiversité et le potentiel de contrôle biologique de ravageurs. Sur les 13 composantes d'intensification mesurées, l'usage d'insecticides et de fongicides avait un effet négatif constant sur la biodiversité (plantes sauvages, carabidés, et oiseaux nicheurs au sol). Les insecticides réduisaient également le potentiel de contrôle biologique des ravageurs, mais la part de cette réduction liée au déclin des oiseaux n'est pas quantifiée.

Une revue récente de la littérature, focalisée sur les services écosystémiques de régulation et les dys-services fournis par la faune (invertébrés et vertébrés), a présenté les principales connaissances sur le rôle des populations animales en tant que sources de services et causes de dis-services, ainsi que les potentiels impacts de l'intensification agricole sur la provision de ces services/dys-services en zone tempérée et tropicale (Gutierrez-Arellano et Mulligan, 2018). Les vertébrés terrestres mentionnés dans ce travail sont les oiseaux, les rongeurs et les petits mammifères (dont les chiroptères), et les reptiles. Les services fournis par la faune listés sont le maintien des communautés végétales sauvages et des cultures dépendantes des pollinisateurs (fonctions : pollinisation et dispersion de graines), la régulation des tailles de population et le contrôle de l'occurrence/abondance des herbivores dans les cultures (régulation biologique des ravageurs) (fonction : régulation de la croissance des populations) et la réduction du risque de transmission de pathogènes à l'Homme (*via* la diversité des hôtes) (fonction : transmission de maladie). Parmi les dys-services, sont mentionnés la perturbation des relations entre les plantes indigènes et les animaux, la dissémination des plantes invasives, l'induction d'association écologiques imprévues, la perte de populations de plantes sauvages et les dommages aux cultures et troupeaux, et l'augmentation du risque de transmission de zoonoses (*via* la surexploitation des vecteurs et l'augmentation des interactions entre humains et faune sauvage). Cette revue souligne que les études montrent globalement une augmentation de la provision des services cités en lien avec la richesse spécifique et l'abondance de la faune, grâce à l'augmentation de la diversité fonctionnelle et de la complémentarité qui élargit la gamme de services fournis, et à l'augmentation de l'intensité et de la distribution spatiale de la provision des services puisque l'abondance détermine l'occurrence des services. Ainsi, les écosystèmes avec de faibles abondances d'espèces peuvent présenter une provision de services faible voire nulle. D'après cette revue, l'intensification agricole a des effets négatifs sur les pourvoyeurs de services et favorise le développement de déséquilibres de populations qui peuvent provoquer des disparitions d'espèces clés, réduisant les services et augmentant les dys-services. La contribution des PPP n'est pas quantifiée : les auteurs suggèrent leur rôle à travers l'augmentation de leur usage au cours des six dernières décennies et de leurs effets négatifs sur l'abondance et la diversité des populations de faune sauvage.

5.2. Impact sur les espèces protégées ou menacées

Les effets négatifs, directs et indirects, de plusieurs familles de PPP sur les populations ou individus de vertébrés terrestres protégés et/ou menacés (par ex. rapaces, chiroptères) ont été présentés dans les paragraphes précédents (section 4). Il est à noter que ces menaces peuvent intervenir lors des saisons de reproduction ou d'hivernage, mais aussi au cours d'autres périodes critiques comme la migration. Ceci implique de ce fait des services patrimoniaux et culturels associés à ces haltes migratoires (réservoir de biodiversité, tourisme naturaliste, sites protégés ou classés : par ex. Ramsar, patrimoine mondial de l'Unesco) (Yildirim et Ozcan, 2007).

Certains PPP peuvent *a contrario* être utilisés dans un objectif de conservation d'espèces menacées. L'emploi de rodenticides pour le contrôle des populations de rongeurs invasifs dans les îles partout dans le monde a été

documenté dans de nombreux articles. L'application aérienne ou terrestre de brodifacoum (principale SA utilisée) a permis l'éradication de populations de rats (*Rattus norvegicus* et *Rattus rattus*) sur plusieurs îles principalement en zone intertropicale. Il est généralement montré que l'utilisation de rodenticides peut, dans un premier temps et selon les conditions locales d'utilisation, avoir un effet négatif sur les espèces autochtones, mais les bilans faits après plusieurs mois ou années démontrent l'impact favorable sur les populations de vertébrés terrestres locales / autochtones / endémiques (Howald *et al.*, 2007). Dans d'autres contextes d'utilisation, ces mêmes rodenticides ont été plusieurs fois associés à des effets négatifs sur des populations d'espèces protégées en France, y compris dans les DROM-COM. On peut citer, par exemple, le cas des Milans royaux en France métropolitaine (Berny et Gaillet, 2008) ou celui du Busard de Maillard *Circus maillardi* à la Réunion (Coeurdassier *et al.*, 2019).

5.3. Régulation (prédation), approvisionnement, patrimoine

Parmi les fonctions écologiques potentiellement modifiées par l'exposition aux PPP, seule la prédation fait l'objet d'études ou d'analyses poussées. L'exemple des interactions prédateurs/proies lors de contamination de ces dernières par les rodenticides anticoagulants démontre le rôle important de la contamination des campagnols par ces rodenticides. Le transfert des résidus par ingestion de proies contaminées peut réduire considérablement la population de prédateurs, laissant ainsi la régulation ultérieure des populations de campagnols à l'action des PPP. Si ce sujet a été modélisé (Baudrot *et al.*, 2020), il fait aussi l'objet de multiples articles à partir de données de terrain.

Quelques études récentes se sont intéressées à la mesure conjointe des services et dys-services produits par les vertébrés (Tschumi *et al.*, 2018). Concernant les petits mammifères, les rongeurs peuvent provoquer des dégâts aux cultures, comme c'est principalement le cas pour les campagnols herbivores. En étudiant l'élimination des graines d'adventices (service) et la consommation des grains de blé et les dommages aux cultures (dys-services) associés aux rongeurs tels que les mulots et campagnols, Fischer *et al*. (2018) ont mis en évidence que l'abondance des campagnols (pas celle des mulots) et les dégâts aux cultures étaient associés. Les dommages aux cultures diminuaient avec une plus faible densité de semis de la culture à l'échelle de la parcelle et une plus grande hauteur du blé, deux paramètres associés aux pratiques d'AB. Les abondances de campagnols et les dommages aux cultures étaient les plus forts dans des champs en AC, et dans certaines régions du pays étudié (Allemagne).

Dans une étude visant à évaluer les relations entre production de bois, conservation de la biodiversité et services écosystémiques, Stokely *et al*. (2021) se sont intéressés à la richesse spécifique de plusieurs taxons (flore, insectes pollinisateurs, oiseaux et ongulés sauvages) et ont évalué 13 paramètres correspondant à des services culturels, d'approvisionnement et de régulation. L'usage d'herbicides augmentait l'allocation de la production primaire nette des arbres cultivés, le volume de bois attendu et les revenus à abattage aux âges de 40 et 60 ans, tandis que la flore à valeur patrimoniale/culturelle était diminuée de 71%. La production fourragère pour les ongulés sauvages baissait de 41%, la richesse a*via*ire de 25% et les ressources florales de 42%, ce dernier proxy étant associé à 38% d'espèces pollinisatrices en moins. Cependant, l'usage d'herbicides ne semblait pas influencer la pollinisation des myrtilles, le contrôle des arthropodes herbivores par les oiseaux, l'abondance d'ongulés sauvages et les services de régulation liés à la production forestière. Les auteurs indiquent que malgré une réduction de diversité de la flore induite par les herbicides dans les stations exploitées, la croissance de la végétation post-traitement semble permettre à ces stations de servir d'habitat de nourrissage pour les ongulés, les oiseaux et certains pollinisateurs au sein des paysages de forêts exploitées. Une autre étude en forêt a montré que les oiseaux réduisaient l'abondance des arthropodes à hauteur de 16% et des dommages aux plantes de 14%, et que certains ravageurs en sylviculture étaient limités fortement avec des réductions atteignant 30% (Harris *et al.*, 2020). Cependant, bien que l'abondance des végétaux ait été diminuée de 67% et leur diversité de 55% dans les traitements les plus intensifs d'herbicides, l'intensité des effets des oiseaux sur les arthropodes et les dommages aux végétaux n'a pas été modifiée. Dans cette étude, le service de contrôle des ravageurs par les oiseaux n'a pas été affecté par les traitements herbicides alors que la richesse de l'avifaune l'a été (Harris *et al.*, 2020). Un élément essentiel à intégrer dans l'analyse de ce type d'étude en milieu forestier est la mosaïque forestière environnant les parcelles étudiées. Il s'agit d'un déterminant majeur pour de nombreux modèles biologiques soutenant les fonctions analysées ici, dont les oiseaux (Stoleson *et al.*, 2011).

6. Facteurs aggravant les effets des pesticides sur les vertébrés terrestres

6.1. Voies d'exposition et biodisponibilité

Les recherches bibliographiques réalisées ne permettent pas aujourd'hui de clairement hiérarchiser les modalités d'exposition de la faune sauvage aux PPP (exposition directe *versus* exposition indirecte *via* alimentation, par ex. eau et nourriture), afin d'identifier des leviers d'action à mobiliser (par ex. mise en place de zones refuges non traitées, Chiverton *et al*. (1999), en plus de celui de la diminution des usages voire de l'interdiction des molécules les plus problématiques. Il est généralement reconnu que la voie majeure d'exposition de la faune sauvage aux contaminants est la voie orale, mais les contributions des voies respiratoires et cutanées sont insuffisamment étudiées pour les quantifier précisément. Ces dernières ne sont d'ailleurs pas prises en compte dans la majorité des procédures d'évaluation des risques, et ceci est mentionné comme un manque pouvant biaiser les estimations d'exposition. A titre d'exemple, Mayer *et al.* (2020) identifient la voie cutanée (suite au toilettage) comme une source d'exposition majeure des lièvres aux PPP en grande culture. Mineau (2002) a démontré que la prise en compte du *ratio* entre les expositions alimentaires et cutanées (plumage) était un meilleur prédicteur de la mortalité induite, que la seule voie alimentaire. Plus récemment, différents travaux sur les insecticides (OP, NN et carbamates) ont mis en évidence la présence de résidus de PPP sur la peau et/ou les plumes, soulignant la part potentielle de la source aérienne dans l'exposition de la faune sauvage par voie cutanée et/ou respiratoire (Vyas *et al.*, 2007 ; Graves *et al.*, 2019). Enfin, pour certains groupes de vertébrés (notamment les reptiles et les amphibiens en phase terrestre mais aussi les chiroptères), la voie dermale semble jouer un rôle important dans l'exposition (EFSA, (Ockleford *et al.*, 2018)). Selon l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) et Freitas *et al.* (2020), les principales voies d'exposition des reptiles aux PPP sont l'ingestion, le contact avec le sol et les plantes, le contact des œufs avec des sols contaminés et le transfert maternel. S'il est considéré que l'exposition des reptiles aux PPP est principalement trophique (Weir *et al.*, 2010), l'exposition dermale serait potentiellement importante notamment en raison de leur territorialité et l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) conclut à l'importance de la prise en compte des deux voies d'exposition, ingestion et contact, dans les études sur les reptiles. De la même façon, l'exposition dermale des amphibiens contribue de façon significative à l'exposition totale de ces animaux (Yao *et al.*, 2017). Ainsi, la contribution relative des différentes voies d'exposition peut différer selon (i) les caractéristiques physiologiques, biologiques et écologiques des taxons, (ii) les caractéristiques physico-chimiques des SA (par ex. K_{ow}, K_{oa}), (iii) la persistance des molécules et leur devenir ainsi que celui de leurs produits de transformation dans les compartiments abiotiques, (iv les méthodes de traitement et apports dans l'environnement (par ex. pulvérisation, enrobage de grains), (v) d'autres paramètres environnementaux liés au climat, à la météorologie ou biologiques liés à la phénologie des espèces. Enfin, le passage cutané des substances modifie le métabolisme des PPP en évitant le système digestif (y compris le foie) et donc l'effet de premier passage, généralement responsable de la captation / dégradation d'une partie plus ou moins importante de la SA.

Certaines caractéristiques des sols peuvent favoriser la biodisponibilité des PPP et ainsi augmenter l'exposition des organismes. Ce facteur est relativement peu abordé dans les études chez les vertébrés pour lesquels le contact direct avec le sol est rarement considéré, mais quelques études sur les amphibiens montrent une influence des paramètres pédologiques sur la bioaccumulation des substances et les réponses à l'exposition en termes d'effets délétères. En comparant deux types de sols, il a été montré qu'une faible teneur en matière organique (3%) favorise l'absorption de l'imidaclopride, de l'atrazine, du triadiméfon, du fipronil, et de la pendiméthaline chez des crapauds exposés à des sols contaminés en comparaison avec un sol riche en matière organique (14%) (Van Meter *et al.*, 2016). Les auteurs soulignent que les sols agricoles sont généralement plutôt pauvres en matière organique et représentent un habitat fonctionnel pour les amphibiens. Dans une étude visant à évaluer l'influence de la composition du sol sur l'exposition et les effets de fongicides à base de pyraclostrobine chez les amphibiens, les auteurs ont utilisé des sols provenant du Nebraska et du Texas et différant par leurs caractéristiques physico-chimiques et ont observé des différences de mortalité chez les juvéniles de crapauds *Anaxyrus cognatus* exposés à ces sols contaminés.

6.2. Sensibilité écophysiologique et traits écologiques

Les variabilités interspécifiques de sensibilités physiologiques aux PPP ne sont pas aussi bien documentées pour la faune sauvage que pour les plantes ou les arthropodes terrestres et aquatiques. Les différences de sensibilité entre espèces constituent une source d'incertitude d'effets majeurs car seules quelques rares espèces de rongeurs sont testées (rats, souris) et deux espèces d'oiseaux (Canard colvert, Colin de Virginie). Il est nécessaire d'utiliser des facteurs d'incertitude (ou de sécurité) pour déterminer des valeurs de toxicité jugées « protectrices ». En l'absence de données de comparaison, la diversité des espèces en milieu naturel est certainement associée à l'existence d'espèces très sensibles, plus que les espèces de laboratoire et malgré l'application de facteurs de sécurité, comme cela a été démontré pour les NN (Ockleford *et al.*, 2018). La comparaison de seuils de toxicité aiguë entre des données issues de dossiers réglementaires et des études indépendantes sur des espèces parfois très proches met en évidence des variations d'un facteur de 10 à 100 (Gibbons *et al.*, 2015).

Les traits écologiques des espèces vont conditionner leur exposition et/ou réponses aux PPP :

- Le régime alimentaire peut constituer un facteur aggravant pour certaines espèces. Les nombreux articles portant sur les oiseaux (et chiroptères) mettent généralement en avant le risque accru pour les oiseaux insectivores et granivores (réduction des ressources adventices et arthropodes ou consommation de ressources contaminées). Pour ce dernier cas, il existe une littérature abondante sur les impacts des semences enrobées aux NN (*cf.* sections 4.2.1 et 4.2.2) alors que la consommation d'insectes contaminés est très peu documentée bien que cela soit un processus chronique, pouvant particulièrement toucher les jeunes en développement (Stahlschmidt et Bruhl, 2012 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2021 ; Kraus *et al.*, 2021 ; Poisson *et al.*, 2021). Du fait de l'écorçage des graines consommées, par rapport à la plupart des autres oiseaux consommant les graines entières (Avery *et al.*, 1997 ; Prosser et Hart, 2005), certaines espèces de passereaux (par ex. fringillidés entre autres) pourraient être moins exposées aux molécules utilisées en enrobage de semences. Ce sujet de l'intoxication secondaire *via* les réseaux trophiques est aussi très prégnant pour les rapaces avec les rodenticides anticoagulants (Nakayama *et al.*, 2019).
- Une revue de la littérature menée par l'EFSA (Hernandez-Jerez *et al.*, 2019) sur les chiroptères a permis de souligner que certaines de leurs caractéristiques biologiques ou écologiques apparaissent comme des facteurs de risque d'exposition (espèces grégaires, *« grooming »* social au sein d'un groupe, métabolisme énergétique intense et besoins alimentaires élevés, voies d'exposition multiples…).
- Les reptiles et amphibiens sont des animaux poïkilothermes, ainsi, la température extérieure détermine leur activité métabolique donc les quantités de nourriture ingérées et leurs déplacements qui contrôlent en partie l'exposition mais aussi les processus de biotransformation et d'excrétion des substances toxiques. Cette caractéristique physiologique les distingue des mammifères et des oiseaux, vertébrés homéothermes plus communément étudiés (Ockleford *et al.*, 2018 ; Freitas *et al.*, 2020) et peut avoir deux types de conséquence lors d'exposition aux PPP en conditions naturelles : les basses températures sont à l'origine d'un métabolisme général réduit, donc d'une moindre consommation et donc d'une diminution de l'exposition. Cette baisse des températures est aussi à l'origine d'une baisse des capacités de biotransformation des SA ce qui peut augmenter le risque toxique pour les substances sans métabolisation comme les pyréthrinoïdes. En conséquence, des reptiles ou des amphibiens exposés à ces insecticides ou au glufosinate d'ammonium subissent plus d'effets létaux ou sublétaux à 5°C qu'à 10°C (Wang *et al.*, 2019c ; Zhang *et al.*, 2020). Ces animaux contaminés de façon plus importante que prévue sont à leur tour des sources pour leurs prédateurs avec des teneurs en PPP plus importantes.
- Chez les amphibiens et les reptiles, le contact direct entre le derme et le sol ainsi que certains comportements d'enfouissement dans le sol (par ex. comme refuge chez les amphibiens, pour la nidification chez les reptiles) peuvent favoriser l'exposition en raison de leur présence dans les parcelles traitées durant ces comportements et en raison de l'intensité et de la durée du contact entre le sol et leur derme (Ockleford *et al.*, 2018). De plus, chez les amphibiens, la perméabilité importante de la peau favorise le passage transdermique des PPP lors d'exposition *via* l'eau ou des sols contaminés et lors d'exposition directe à des pulvérisations. Cette voie

d'exposition s'avère importante autant en termes d'absorption que d'effets toxiques des PPP (par ex. bioaccumulation, mortalité lors de pulvérisation directe aux doses recommandées). Les amphibiens présentent également un système immunitaire ayant une composante cutanée importante en comparaison avec les autres vertébrés et dont la perturbation par des contaminants peut les rendre plus vulnérables à des infections mortelles. Enfin ce groupe est considéré comme particulièrement sensible aux perturbations endocriniennes qui peuvent être induites par certains PPP (*cf.* détails dans la section dédiée 4.2.2).

- De plus, la territorialité constitue un facteur de risque supplémentaire pour les amphibiens et reptiles, avec une probabilité d'exposition répétée à une substance sans possibilité de fuir (Ockleford *et al.*, 2018). Des constats similaires ont été faits chez des oiseaux comme le Petit-duc scops chez qui les individus erratiques seraient moins exposés aux anticoagulants que les sédentaires au sein d'une même espèce (Lopez-Perea *et al.*, 2015) en raison des faibles usages en zones d'hivernage des migrateurs. A l'inverse, une mobilité importante (mammifères et oiseaux) dans une matrice paysagère avec des pratiques agricoles d'usage intensif en PPP est un facteur aggravant l'exposition à des mélanges de molécules, surtout si les animaux ne peuvent discerner les parcelles récemment traitées des autres (exemple du lièvre, Mayer *et al.*, 2020).
- Enfin, la durée de vie longue des espèces module l'exposition et rend les espèces longévives plus vulnérables aux expositions chroniques et aux effets à long terme des contaminants.

6.3. Mélanges de pesticides et autres substances toxiques

Si de nombreux travaux expérimentaux sont consacrés à l'étude de la toxicité d'une seule SA, l'exposition et l'imprégnation fréquente de la faune sauvage à des mélanges de composés toxiques (dont des PPP) est une réalité bien établie (*cf.* section 4.2.4). La co-exposition à diverses substances peut être due à la co-occurrence de substances multiples dans une même source d'exposition (Beronius *et al.*, 2020) citent pour illustrer ce propos l'exemple de 8 résidus différents de PPP dans un échantillon de fraise), et/ou à la co-occurrence d'une ou plusieurs substances dans différentes sources pour une voie d'exposition donnée (par ex. présence d'un ou plusieurs PPP dans différents items alimentaires consommés par un individu au cours d'une journée). L'exposition à des mélanges peut aussi être liée à la co-occurrence de différentes substances dans les multiples sources associées aux différentes voies d'exposition (par ex. air, eau, sol, biote). Surtout, il faut retenir que la co-exposition fait aussi référence à la temporalité de l'exposition, ce qui implique qu'il peut y avoir une exposition à des mélanges même si le contact externe avec les diverses substances n'a pas lieu au même moment (Beronius *et al.*, 2020). Au-delà de la multiplicité des voies et des sources d'exposition et de la multiplicité des SA dans chacune des sources, les propriétés toxicocinétiques des substances ont donc une influence sur le potentiel d'exposition à des mélanges. L'évolution récente des techniques analytiques permet de caractériser beaucoup plus précisément ces imprégnations multiples grâce au développement de méthodes multi-résidus proposant le dosage de plusieurs dizaines à centaines de molécules de différentes familles dans des matrices biologiques avec des seuils de détection parfois très bas (< 1 $ng.g^{-1}$). Il est donc probable que les connaissances scientifiques dans ce domaine progressent rapidement dans les années qui viennent. Les NN ont été largement utilisés en combinaison avec d'autres PPP et ces mélanges ont été détectés dans divers organismes invertébrés et vertébrés et différents tissus (*cf.* Chapitre 5 et section 4.2.4). En dépit d'un certain nombre d'études souvent en conditions contrôlées, l'évaluation des effets individuels et populationnels des expositions multiples se heurte aux connaissances limitées sur les modes d'actions toxiques non-cibles et les effets sublétaux associés des molécules sur les organismes et encore plus sur leurs interactions (additivité, antagonisme ou synergie d'effet, (Thompson, 1996 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). Pour des perturbateurs endocriniens, des études ont démontré l'existence d'un effet synergique du mélange. Ainsi, sur des cultures cellulaires de rat, Manabe *et al.* (2006) ont démontré l'existence d'un effet oestrogénique d'un mélange de PPP (prothiofos/pyriproxyfen et thiabendazole/orthophénylphénol) plus de 10 fois supérieur à celui de chaque PPP pris séparément.

Concernant l'absorption des PPP, l'exposition à des mélanges peut induire une facilitation de l'absorption ou au contraire une diminution par compétition en fonction des substances considérées et du mélange concerné. Par exemple chez des amphibiens exposés à des sols contaminés par des herbicides, et/ou insecticides et/ou

fongicides seuls ou en mélange, selon le PPP considéré et le mélange en jeu, la bioaccumulation des composés peut être favorisée ou au contraire diminuée (Van Meter *et al.*, 2018 ; Glinski *et al.*, 2019). Différents mécanismes non-exclusifs pourraient être impliqués dans ces phénomènes : les processus de sorption/désorption dans les sols, l'absorption passive/active dans les organismes, la métabolisation et la détoxification, et l'excrétion. De plus amples recherches sont nécessaires pour mieux comprendre et quantifier ces phénomènes de facilitation et d'inhibition ou compétition pour la bioaccumulation des SA (Van Meter *et al.*, 2018). Parallèlement, les modes d'action des PPP peuvent changer en fonction des interactions entre les différentes substances présentes dans le mélange de PPP, modulant les effets sur les organismes indépendamment des variations de bioaccumulation dues à l'exposition multiple (Van Meter *et al.*, 2018). Il est important de remarquer que certains PPP ou certaines combinaisons de PPP ayant les impacts les plus forts sur les réponses, par exemple métabolomiques, des organismes ne sont pas nécessairement ceux présentant la plus forte bioaccumulation dans les tissus (Van Meter *et al.*, 2018).

La caractérisation des effets de l'exposition à des mélanges de substances et des mécanismes pourraient devenir une exigence des dossiers d'AMM des PPP. Les risques devraient être prioritairement évalués aux concentrations environnementales d'exposition mesurées ou prédites. Les recommandations récentes de l'EFSA (More *et al.*, 2019) privilégient l'application des principes d'additivité de doses ou d'effets selon les modes d'actions des substances concernées (principe souvent conservatif) et identifient des pistes de recherche visant à améliorer la procédure. En l'état actuel des connaissances, cette analyse des effets des PPP en mélange n'est que très rarement voire pas pratiquée, ni dans le contexte réglementaire, ni dans le contexte de la recherche scientifique et plusieurs auteurs ont récemment souligné l'importance de ce manque eu égard à l'utilisation réelle des PPP (plusieurs substances, plusieurs applications par saison) (Bruhl et Zaller, 2019 ; Topping *et al.*, 2020).

Les caractéristiques des mélanges peuvent être inhérentes aux formulations commerciales utilisées, certaines présentant plusieurs SA et/ou des co-formulants tels que des surfactants et des adjuvants qui sont susceptibles de moduler la toxicité de la ou des SA. Enfin, la forme/présentation (par ex. concentré émulsifiable, granulés dispersibles dans l'eau, suspension de capsules à libération progressive) peut moduler à la fois l'exposition des animaux aux substances et leur toxicité (Ockleford *et al.*, 2018).

6.4. Paysage et habitats

L'évolution des pratiques agricoles au cours des dernières décennies a été marquée par des changements sur plusieurs aspects de l'exploitation agricole, notamment des changements d'itinéraires techniques, d'occupation du sol, d'usages de fertilisants et de PPP comme détaillé dans les paragraphes précédents. L'ensemble de ces pratiques a conduit à l'altération de la densité et de la qualité des éléments semi-naturels (ou infrastructures agroécologiques) dans les paysages agricoles. De nombreux travaux ont montré l'influence majeure de la composition et de l'arrangement spatial des habitats semi-naturels dans les paysages agricoles sur l'abondance et la diversité de la faune ainsi que sur le fonctionnement et les services écosystémiques (Robinson et Sutherland, 2002 ; Benton *et al.*, 2003 ; Tscharntke *et al.*, 2005 ; Michel *et al.*, 2006 ; Rusch *et al.*, 2016). Les changements paysagers liés aux pratiques agricoles peuvent affecter la faune sauvage indirectement en modifiant la quantité et la qualité des ressources alimentaires, et directement en impactant la disponibilité et les surfaces d'habitat favorable (zones de nourrissage, sites de reproduction et d'hivernage, etc.) et la fragmentation des habitats. La connectivité des habitats conditionne les possibilités de dispersion/colonisation et par conséquent les dynamiques spatiales et temporelles de populations et fonctionnement des métapopulations, ainsi que les capacités de récupération des populations suite à un impact (Stoate *et al.*, 2001 ; Tscharntke *et al.*, 2005).

La variation concomitante des différentes caractéristiques de l'environnement liées aux pratiques de l'AC pouvant affecter la faune complique l'identification et la quantification de l'effet spécifique d'un des facteurs en particulier, et les variables paysagères sont souvent considérées comme des facteurs confondants quand les études visent à évaluer l'effet des PPP sur la biodiversité. La majorité des travaux de recherche étudient donc séparément ces aspects ou tentent de contrôler l'un des facteurs (par ex. traitements expérimentaux ou semi-expérimentaux) et/ou cherchent à décorréler les facteurs paysage/PPP (par ex. analyses statistiques et méta-analyses, choix de sites

présentant des gradients orthogonaux de caractéristiques) pour tenter de hiérarchiser leur rôle (Martin *et al.*, 2000 ; Jennings et Pocock, 2009 ; Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a ; Geiger *et al.*, 2010 ; Kirk *et al.*, 2011 ; Jeliazkov *et al.*, 2016 ; Put *et al.*, 2018 ; Stanton *et al.*, 2018). Cependant, les caractéristiques paysagères et les intensités d'usage de PPP sont souvent corrélées (Norton *et al.*, 2009) (les pratiques les plus intensives sont réalisées dans des paysages simplifiés du fait de l'intensification passées et actuelles des pratiques). Pour illustration, Norton *et al.* (2009) ont montré que les fermes en AB se situaient dans des types de paysages plus diversifiés, avaient des tailles de parcelles plus petites, des haies plus hautes et vastes, moins espacées et sujettes à des gestions moins fréquentes, des rotations incluant l'herbage, et n'utilisaient pas d'intrants chimiques (fertilisant ou PPP). Ceci implique :

- une difficulté majeure pour quantifier l'impact respectif des différentes pratiques utilisées dans les systèmes de production dont celle d'usage des PPP spécifiquement ;
- que les facteurs paysagers et l'usage de PPP s'appliquent en interaction dans les agroécosystèmes, les organismes étant ainsi soumis à ces pressions de manière conjointe.

Ainsi, il est suggéré que les effets non-intentionnels des PPP pourraient être atténués ou au contraire amplifiés (additivité voire synergie) dans ce contexte « multi-stresseurs » (Hole *et al.*, 2005). Cependant, les recherches sur les effets conjoints ou interactifs des facteurs paysagers et de l'usage de PPP sont rares sur les populations de vertébrés sauvages. Elles concernent peu de taxons, surtout les oiseaux et petits mammifères, et s'appuient principalement sur des approches de modélisation de l'exposition ou l'emploi de proxy d'usage de PPP (par ex. indicateur de fréquence de traitements) avec des comparaisons de réponses entre systèmes en AB et en AC. Par exemple, il a été rapporté que les oiseaux spécialistes (spécialisation d'habitat et de régime alimentaire) bénéficient des pratiques de l'AB, par rapport à celles de l'AC (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2009 ; Geiger *et al.*, 2010 ; Guerrero *et al.*, 2012). Mais ceci n'est pas toujours observé, selon les contextes et les groupes étudiés (Chamberlain *et al.*, 2010).

Plusieurs études rapportent que le rôle bénéfique de l'AB sur la biodiversité varie selon les caractéristiques paysagères autour des parcelles voire des exploitations. Des études de terrain menées à des échelles régionales, nationales ou européennes sur différents taxons dont oiseaux et petits mammifères ont identifié que les différences de biodiversité entre les systèmes AB et AC sont modulées par des interactions avec des facteurs à l'échelle de la parcelle (par ex. type de culture, surface de la parcelle, lisières, rotations, usages de PPP) et à l'échelle de la mosaïque d'habitats (par ex. surfaces en AB et caractéristiques du paysage dans un rayon de 1 à plusieurs km) (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a ; Gabriel *et al.*, 2010 ; Fischer *et al.*, 2011 ; Winqvist *et al.*, 2011). Un effet bénéfique des surfaces en AB dans les paysages relativement homogènes et dominés par l'AC, a été mis en évidence pour la conservation de la biodiversité a*via*ire, à l'échelle régionale, dans une étude canadienne (Kirk *et al.*, 2020). Dans cette étude, les effets positifs de l'AB sur l'abondance des espèces d'oiseaux restaient encore détectables lorsque l'intensification agricole à l'échelle locale et du paysage étaient prises en compte dans le modèle d'analyse. De plus, plusieurs méta-analyses rapportent un rôle positif de l'AB sur la biodiversité par rapport à l'AC (par ex. augmentation de la richesse spécifique et de l'abondance de nombreux taxons) et que les facteurs paysagers modulent les réponses des organismes aux systèmes de cultures sans PPP (Bengtsson *et al.*, 2005 ; Tuck *et al.*, 2014). Cet effet bénéfique de l'AB est généralement plus fort dans les paysages dominés par des pratiques dites « intensives » (avec de fortes proportions du paysage en parcelles cultivées) que dans les paysages complexes et/ou hétérogènes comprenant des parcelles cultivées et de nombreux autres biotopes. Ces travaux ont également mis en lumière le rôle combiné des pratiques d'usage de PPP et de l'hétérogénéité des habitats dans le paysage sur les fonctions écologiques et les services écosystémiques (par ex. potentiel de régulation biologique). En particulier, la « simplification » ou « homogénéisation » du paysage (s'opposant à la « complexité » du paysage généralement caractérisée par un parcellaire plus hétérogène, des parcelles plus petites, incluant des habitats semi-naturels, et présentant une connectivité entre habitats) semble jouer un rôle majeur (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2010a ; Gabriel *et al.*, 2010 ; Fischer *et al.*, 2011 ; Winqvist *et al.*, 2011). Les paysages plus complexes permettent vraisemblablement un fonctionnement avec des habitats sources et refuges qui compense localement certains effets des pratiques d'intensification à l'échelle de la parcelle.

Ceci rejoint les conclusions de Tscharntke *et al.* (2005) qui ont souligné que dans les paysages simplifiés, les attributions locales d'habitat (choix de gestion d'occupation du sol) étaient plus importantes (en termes de

conséquences pour la biodiversité) que dans les paysages complexes, lesquels sont par ailleurs globalement menacés (homogénéisation/simplification des paysages). Ainsi, les mesures agro-environnementales telles que l'AB seraient plus efficaces pour la conservation dans les paysages simplifiés, tandis que les paysages plus complexes permettent vraisemblablement un fonctionnement avec des habitats sources, compensant ainsi les effets locaux de l'intensification agricole.

Plusieurs travaux de modélisation (Topping *et al.*, 2005 ; Dalkvist *et al.*, 2013 ; Topping *et al.*, 2016) menés sur différents taxons (par ex. oiseaux, campagnols, lièvre) et types de PPP (par ex. insecticide, fongicide, perturbateurs endocriniens) ont mis en évidence que l'intensité des effets des PPP variait selon les caractéristiques du paysage en termes de composition (type de cultures et proportions de surfaces cultivées/habitats optimaux) et de configuration spatiale (arrangement spatial entre zones traitées et non traitées, connectivité/fragmentation). Ces études ont montré l'importance des facteurs spatiaux comme :

- le positionnement des différentes parcelles de cultures traitées et habitats non-traités ainsi que la dérive de pulvérisation des PPP sur l'exposition des organismes ;
- la connectivité entre les habitats non-traités dans le paysage qui peut faciliter la dispersion des individus et ainsi la possibilité et la vitesse de récupération de la population impactée par les traitements.

Les auteurs soulignent que la prédiction et l'évaluation des risques à l'échelle populationnelle ne peut pas être précise sans la prise en compte des facteurs paysagers (composition, configuration, connectivité) au vu de leur importance dans la modulation des expositions et des effets. Ils recommandent que les futures évaluations du risque utilisent des scénarios multiples représentatifs d'une large gamme de conditions de pratiques agricoles et de paysages pour éviter l'occurrence de risques localement inacceptables (Topping *et al.*, 2005).

La pression conjointe des PPP et des modifications d'habitats à l'échelle des parcelles et des mosaïques paysagères (en lien étroit avec l'intensification des pratiques agricoles), à laquelle s'ajoutent désormais les changements climatiques, recouvre une réalité *in natura* sur laquelle la littérature est quasi inexistante en termes de caractérisation des effets. Sur la base de la littérature disponible, les principales conclusions sont :

- L'usage de PPP en AC s'accompagne de pratiques de gestion souvent intensives des parcelles, des habitats et des mosaïques d'habitats qui affectent la biodiversité de manière négative. Il semble que les effets non-intentionnels des PPP et de la gestion parcellaire et paysagère interagissent, il est possible qu'ils s'additionnent voire s'amplifient.
- Les pratiques à l'échelle des parcelles et les facteurs paysagers modulent les réponses de la flore et de la faune aux PPP.
- Les pressions sur la faune, liées aux PPP et aux facteurs paysagers s'appliquent de manière conjointe, sur de très vastes étendues cultivées, à des échelles nationales.

6.5. Facteurs liés aux systèmes de culture et aux pratiques associées

Différentes études se sont intéressées à comparer les effets de systèmes de culture (par ex. AC, AB, agriculture de conservation des sols ACS) sur les communautés d'oiseaux principalement, en termes d'abondance, de composition ou diversité d'espèces ou en se focalisant sur des groupes fonctionnels (par ex. spécialistes ou généralistes, ou bien chasseurs aériens *versus* terrestres ou glanant les insectes sur les branches et feuilles) dans divers milieux agricoles. Les résultats sont parfois contradictoires selon les pays ou régions, pour un même type de production (par ex. arboriculture, grandes cultures céréalières).

Ainsi, dans les études comparant des systèmes de culture AC et AB, d'autres facteurs covariant avec l'intensité des traitements phytosanitaires (par ex. diversité des assolements, couverture des sols, % infrastructures agroécologiques… *cf.* section 6.4) peuvent être responsables des différences de communautés observées. Par exemple au Canada, plusieurs travaux suggèrent que les différences observées entre des exploitations en AB ou non sont plus en lien avec l'occupation du sol que la variable « intensité de traitement PPP » même si cette dernière reste statistiquement significative (Kirk et Lindsay, 2017).

Le travail du sol

Quelques études montrent que certaines pratiques agricoles hors facteurs liés aux habitats ou au paysage interagissent avec l'usage de PPP en tant que pression environnementale modifiant les ressources et/ou les dynamiques individuelles et populationnelles des vertébrés terrestres. On peut citer notamment le travail du sol, qui cependant est rarement étudié en interaction avec les autres facteurs d'intérêt comme les PPP ou le paysage (Jeliazkov *et al.*, 2016). L'hypothèse souvent avancée est que l'ACS, contrairement à l'AB ou l'AC, pourrait maximiser les ressources accessibles tout au long de l'année du fait de la réduction voire l'absence de travail des sols, même si l'usage de PPP, notamment en herbicides, peut rester limitant car élevé.

Différentes études se sont intéressées à comparer les effets de systèmes de culture sur les communautés d'oiseaux, en termes d'abondance ou diversité totale, ou uniquement des espèces spécialistes des milieux agricoles. A l'échelle de systèmes céréaliers français, l'impact de différentes pratiques d'usage d'herbicides et du labour a été comparé en suivant l'activité des chiroptères (Barre *et al.*, 2018) ou l'abondance (Barre *et al.*, 2018) ou la diversité et le niveau de spécialisation des communautés d'oiseaux (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2009 ; Chiron *et al.*, 2014 ; Jeliazkov *et al.*, 2016). Chez les chauves-souris, les résultats montrent une plus forte activité pour la plupart des espèces et une plus grande richesse spécifique dans les parcelles en AB et dans les parcelles non labourées traitées avec peu d'herbicides en comparaisons avec les autres systèmes, révélant un effet positif de l'absence de traitements PPP et parallèlement un effet positif de l'absence de labours. Les auteurs indiquent un bénéfice important de l'AB (en dépit du travail du sol) pour les chiroptères, et des effets contrastés dans les systèmes conventionnels selon l'usage ou non du labour et l'intensité des traitements herbicides. Les résultats concernant les oiseaux sont concordants, avec un effet positif de l'absence de labour et un effet négatif des traitements herbicides sur leurs abondances (totales et celle des spécialistes) et leur diversité ainsi que l'indice de spécialisation des communautés. Les pratiques de l'ACS semblent favorables aux espèces qui consomment des invertébrés en comparaison avec les omnivores, au moins durant les premières années (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2009 ; Chiron *et al.*, 2014). Avec le temps (nombre d'années depuis la conversion), ces pratiques seraient de plus en plus favorables aux granivores (Filippi-Codaccioni *et al.*, 2009). Sur la base de ces résultats, des interactions semblent probables entre les réponses aux pratiques de labour et à l'usage de PPP, mais n'ont pas été spécifiquement étudiées. Cependant, dans l'ensemble ces études révélant un effet plus négatif des traitements herbicides non raisonnés que du labour, les auteurs soulignent que l'absence de labour au profit d'une intensification de l'usage d'herbicides ne représente pas une pratique efficace pour la conservation des oiseaux. D'autres leviers agronomiques pour la gestion des adventices seraient à privilégier pour que l'arrêt du travail du sol soit bénéfique à la faune. Les pratiques de labour semblent donc avoir un impact au même titre que l'usage de PPP (effet probablement indirect *via* la limitation des ressources alimentaires). L'homogénéisation du paysage en interaction avec la réduction du travail du sol qui serait corrélée à une plus grande spécialisation des communautés d'oiseaux en grandes cultures céréalières (Jeliazkov *et al.*, 2016). Ainsi, les effets non-intentionnels de chacun peuvent par conséquent se cumuler en AC.

Dans l'ensemble, ces études mettent en lumière un bénéfice important des systèmes de culture et certaines pratiques de l'AB et des effets contrastés des systèmes en AC ou ACS, selon les choix de pratiques de labour et la pression d'herbicides appliquée. Dans les cas où l'usage d'herbicides reste limité, les pratiques de l'ACS présentent des bénéfices pour la biodiversité par rapport aux systèmes conventionnels.

Les usages de fertilisants chimiques

Peu de documentation existe sur ce sujet. Pourtant, de nombreux itinéraires techniques proposent des successions de traitements avec des fertilisants chimiques et des PPP sur de courtes périodes à l'automne et au printemps. Dans une étude en conditions contrôlées, chez une espèce de tortue exposée à des sols traités, il a été montré une possible additivité des effets des PPP et des fertilisants, avec une part majeure de toxicité exercée par le traitement ammoniacal (de Solla et Martin, 2011). Chez les amphibiens, quelques études en conditions contrôlées ont analysé ces interactions, mais les effets sont très dépendants des réponses. Ainsi, chez des grenouilles

juvéniles, l'atrazine et l'urée n'interagissent pas sur l'inhibition de l'acétylcholinestérase alors que leur combinaison renforce la production de cortisone (Van Meter *et al.*, 2019).

Les pratiques de semis

Sur la base des toxicités aiguës connues de certains PPP sur différentes espèces, des travaux ont estimé la quantité minimale de graines traitées ingérées pouvant induire une mortalité (i.e., DL50 orale). Celle-ci peut être très faible donc hautement probable suite à des semis mal réalisés laissant des graines en surface, par exemple moins d'une dizaine de grains de maïs, qui était la semence la plus à risque parmi celles évaluées (Goulson, 2013). Les graines enrobées de blé ou orge d'hiver seraient moins à risque, compte tenu d'une moindre concentration de SA dans les enrobages (Millot *et al.*, 2017). A travers des études en conditions contrôlées sur la Perdrix rouge (*Alectoris rufa*), il a été montré que la DL50 de certains PPP (par ex. imidaclopride) pouvait s'avérer plus faible selon les conditions de disponibilité des graines. Deux facteurs d'atténuation de ces risques de toxicité aiguë ont pourtant été longtemps avancés et défendus par les industriels et retenus par les agences d'évaluation (par ex. European Food Safety Authority, 2008 ; ANSES, 2011) :

- l'enfouissement optimal des semences est recommandé mais difficilement vérifié sur le terrain. Par ailleurs, il est reconnu que la réussite du semis demeure contexte-dépendant (semoir, type de graine et état du sol) (de Snoo et Luttik, 2004 ; McGee *et al.*, 2018) ;
- les enrobages et l'imidaclopride lui-même (ou autres NN) sont censés induire une forte aversion, qui limite l'ingestion à quelques graines enrobées, ne représentant qu'une faible fraction de la DL50 de l'imidaclopride (Avery *et al.*, 1994). Le thirame (fongicide) est également connu pour être un répulsif efficace pour les oiseaux (Werner *et al.*, 2010). Cependant, il a été démontré que ces résultats étaient dépendants du contexte d'expérimentation, dont la disponibilité en ressources alimentaires alternatives ou l'état de stress alimentaire ou autres facteurs (Lopez-Antia *et al.*, 2014 ; Millot *et al.*, 2017). Cet effet répulsif résulte donc de l'induction d'un désordre physiologique, à la suite des premières ingestions de graines traitées (Mineau, 2017) ce qui suggère que des effets sublétaux importants se produisent bien avant l'ingestion d'une dose létale (Lopez-Antia *et al.*, 2014 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015).

6.6. Facteurs climatiques et changement climatique

Les effets de l'usage de PPP peuvent être modulés par de mauvaises conditions climatiques (froid et humidité au printemps), au travers de plusieurs processus. Tout d'abord du fait d'usages accrus de certains PPP (par ex. fongicides sur céréales, colza ou légumineuses) lors de printemps pluvieux ou encore d'interactions entre les impacts des PPP et des conditions climatiques défavorables, notamment sur les paramètres de succès reproducteurs des vertébrés. Ainsi, Odderskaer *et al*. (1997) pour l'Alouette des champs au Danemark et Garrett *et al.* (2021b) pour l'hirondelle au Québec, évoquent le fait que les printemps froids et pluvieux affectent divers indicateurs du succès reproducteur (le nombre de tentatives de nidification, nombre de jeunes à l'envol) et la disponibilité alimentaire (insecte) pour les jeunes. Ces conditions météorologiques constituent un facteur aggravant qui se surajoute aux effets directs des PPP sur la faune sauvage et aux limitations d'habitats induites indirectement par l'agriculture intensive. Les effets négatifs des intempéries dans le cadre du changement climatique (CC) pourraient donc exacerber les conséquences déjà connues de l'usage des PPP et de dégradation des habitats sur le succès reproducteur de nombreux oiseaux, dans les paysages agro-intensifs (Burns *et al.*, 2016 ; Stanton *et al.*, 2018 ; Spiller et Dettmers, 2019 ; Garrett *et al.*, 2021b). Concernant les conséquences possibles du CC, si les connaissances et projections restent parcellaires, il est généralement considéré qu'il augmentera les effets des PPP car 83% des études ayant combiné une élévation de température et une exposition aux PPP ont montré une interaction synergique de ces facteurs (Kohler et Triebskorn, 2013).

Les rayonnements UV peuvent représenter un facteur aggravant vis-à-vis des effets des PPP. Les UV et les contaminants peuvent interagir et augmenter les effets nocifs des contaminants (Blaustein *et al.*, 2003). Différents phénomènes peuvent être à l'origine de ces effets additionnels voire synergiques, tels que la dégradation ou la

photoactivation des SA lorsqu'elles sont exposées aux UV ou le fait que l'exposition aux UV et aux contaminants peut avoir lieu de manière alternée ou simultanée tout au long des stades de vie. Il apparaît que la diminution de l'ozone stratosphérique et le réchauffement global s'accompagnent d'une augmentation des radiations UV. Cette thématique de recherche reste peu abordée, et nécessite des connaissances supplémentaires pour analyser la généricité de ces phénomènes chez d'autres groupes taxonomiques.

7. Évolutions scientifiques et méthodologiques et prise en compte réglementaire

7.1. Évolutions scientifiques

Les évolutions scientifiques importantes de ces dernières années permettent de suggérer quelques pistes d'amélioration de l'évaluation du risque environnemental (ERA) pour la rendre plus proche des objectifs de protection de la biodiversité tels qu'énoncés dans le Règlement 1107/2009.

7.1.1. Développements en chimie analytique : analyses multi-résidus, matrices complexes et micro-volumes

Pendant longtemps, la mesure des expositions au travers de l'analyse des contaminants sur échantillons biologiques issus de la faune sauvage a été limitée par les techniques disponibles, la quantité d'échantillons et la multiplicité des analyses nécessaires pour obtenir des données sur plusieurs PPP. Cette limite est dépassée et les analyses multi-résidus sur la faune sauvage deviennent classiques. Il est aujourd'hui envisagé de construire des réseaux de surveillance ciblés faisant appel à ces approches analytiques. Un réseau européen structuré pour la biosurveillance des rapaces et par les rapaces est en cours de construction (Espin *et al.*, 2016), en prenant en compte la diversité des traits biologiques et écologiques dans les espèces sentinelles proposées (voies d'exposition, régime alimentaire, aire de distribution, habitat, migration), en lien avec différentes activités humaines (dont l'activité agricole) afin de proposer une analyse globale, pan-européenne, de la contamination de l'environnement vue au travers de la contamination des rapaces. Ces développements permettent de s'intéresser à des matrices comme les plumes de mue qui intègrent sur plusieurs semaines ou mois des contaminants alors que leur passage sanguin est bref (6 à 8 h après l'ingestion ; Lennon *et al.* (2020), Hao *et al.* (2018) ; Bean *et al.* (2019)).

7.1.2. Prises en compte des différences entre taxons, des réponses hors mortalité et reproduction et de la multiplicité des voies d'exposition

L'ERA ne repose aujourd'hui que sur un petit nombre d'espèces et sur des tests standardisés de toxicité aiguë ou de toxicité sur la reproduction. Il est pourtant montré qu'il peut être difficile d'extrapoler l'évaluation à des espèces d'autres groupes taxonomiques. Ainsi, l'EFSA a publié deux opinions scientifiques récentes sur les vertébrés terrestres montrant l'inadéquation ou l'insuffisance de la démarche actuelle pour la prise en compte des amphibiens et des reptiles ou des chauve-souris (EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) ; Hernandez-Jerez (2019)). Plusieurs manques sont clairement identifiés dans ces revues. Un point commun à toutes ces espèces est la prise en compte de toutes les voies d'exposition. Aujourd'hui, seule l'exposition orale est prise en compte, pourtant, dans le cas des amphibiens (en phase terrestre) ou des chauve-souris, notamment, les experts soulignent l'importance relative probable de la voie transdermique (passage transcutané) en raison de la finesse de la peau de l'aile chez les chauve-souris et de la perméabilité de la peau des amphibiens qui permet la respiration. En ce qui concerne les reptiles, la voie dermale semble pertinente en raison de leur mode de déplacement et du contact prolongé avec le sol. Il est également noté que, pour toutes ces espèces, les extrapolations interspécifiques sont hasardeuses : les amphibiens, dans leur phase terrestre, ne peuvent plus être comparés aux poissons, leur métabolisme plus faible

les éloigne des mammifères et des oiseaux. Pour les chiroptères et les reptiles, les données de toxicité sont rares, surtout disponibles pour des PPP anciens, généralement interdits aujourd'hui. Enfin, lorsqu'il est possible de comparer les données entre espèces, on ne peut absolument pas prédire la réponse des chiroptères à partir de données disponibles sur les autres mammifères : parfois les différences concernent toute une famille de PPP (les NN), parfois un composé au sein de la famille (OP, carbamates), parfois la sensibilité apparaît exacerbée du fait de réponses plus spécifiques (comportementales, comme avec les pyréthrinoïdes). Les reptiles, dans ce panorama, sont les parents pauvres de la toxicologie des vertébrés, très peu de données sont publiées, même si aujourd'hui quelques études existent sur les lézards (Freitas *et al.*, 2020).

Ces derniers éléments soulèvent également une des limites des données toxicologiques et des réponses retenues : les effets neurologiques des PPP font partie des points critiques de la toxicologie humaine, et ces données, bien que disponibles, ne sont que pas ou peu utilisées pour l'analyse des risques chez les vertébrés terrestres. Ce n'est que très récemment qu'une revue critique a été publiée pour encourager à l'intégration de données de comportement dans l'ERA des vertébrés terrestres. Dans cette revue, les auteurs soulignent l'inadéquation initiale des tests toxicologiques ainsi que l'absence de formalisation des données à collecter et de leur interprétation. Toutefois, la prise en compte de plus en plus régulière, dans les tests et procédures de l'OCDE, de ces paramètres comportementaux ouvre une nouvelle ère dans l'ERA. Les conséquences de ces troubles du comportement sont importantes en matière de processus écologiques fondamentaux comme la santé de la population, la *fitness* et la reproduction. Une altération du comportement affectant un pourcentage élevé d'individus peut durablement altérer le succès reproducteur, la croissance, le développement des jeunes, amoindrir la réponse à la prédation ou modifier la migration. Les résultats d'études comportementales en laboratoire peuvent permettre de prédire la survenue de modifications comportementales sur le terrain, par exemple, le comportement exploratoire, alimentaire ou face à la prédation. Il est donc aujourd'hui proposé de prendre en compte les paramètres comportementaux, de façon quantitative, dans l'ERA des PPP (Ford *et al.*, 2021).

7.1.3. Définition et choix des espèces focales

Les espèces focales sont des espèces animales réelles, présentes dans les cultures traitées et sélectionnées pour représenter au mieux une situation plausible d'exposition sur un type de culture précis et une espèce connue pour y être présente. En termes d'évaluation réglementaire, en cas de risque potentiel, le niveau 3 d'évaluation (Tier 3) peut nécessiter le recours à des données d'occupation de l'habitat (issues de la littérature ou d'études de terrain) en plus de données d'exposition alimentaire pour certaines espèces (Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). Pour les scénarios de risque (Tier 3, risque affiné), les industriels peuvent proposer une espèce focale sur la base d'études de terrain (European Food Safety Authority, 2009). Dietzen *et al*. (2014) ont proposé une méthodologie adaptée à partir des exigences de l'EFSA. Ainsi, ils ont compilé des dizaines d'études issues de l'industrie, de la littérature ou menées par les autorités et sélectionné les espèces focales sur la base de la fréquence d'occurrence dans une culture, à l'échelle de l'Europe, en considérant le régime alimentaire et le poids corporel afin d'avoir une espèce focale raisonnablement protectrice des autres espèces potentiellement présentes dans la culture. Différents travaux récents proposent, sur la base de ce travail et des exigences réglementaires, des espèces focales pertinentes mieux ciblées pour des cultures de céréales (oiseaux granivores comme la Perdrix grise) en intégrant les pratiques agricoles (présence avant ou après semis par exemple) (Bonneris *et al.*, 2019). Certaines cultures (peu présentes en Europe) n'ont pas d'espèces focales dans la réglementation et sont étudiées avec les données d'une culture proche, aussi des études de terrain ont-elles été menées pour proposer des espèces adaptées (présence, occupation de l'espace en fonction des saisons et donc des traitements). L'exemple le plus abouti est celui des rizières (Vallon *et al.*, 2018), le travail permettant de proposer des espèces plus appropriées que celles présentes dans les cultures de céréales (proposition de la ligne directrice). Toutefois, ces études montrent aussi parfois la difficulté à identifier une espèce focale appropriée : ainsi en rizière les mammifères sont rares, au contraire des oiseaux.

Au cours de la dernière décennie, les approches basées sur les traits ont connu un ample développement conceptuel et opérationnel, tant pour leur utilisation pour la biosurveillance que pour l'ERA *a priori* (De Lange *et al.*, 2009 ; Rubach *et al.*, 2011 ; Van den Brink *et al.*, 2011). Historiquement, ces approches ont d'abord été

développées en milieu aquatique et sur les invertébrés, mais elles ont été élargies à d'autres écosystèmes et groupes taxonomiques. Les approches traits présentent différents avantages pour tenir compte de la sensibilité et de la vulnérabilité des organismes en fonction de leurs caractéristiques physiologiques, comportementales, et écologiques qui permettent (i) d'améliorer la généricité des conclusions en comparaison avec une approche espèce-centrée ou taxon-centrée, évitant ainsi d'ignorer des conditions d'exposition, de toxicocinétique/ toxicodynamique, ou de dynamique de population « à risque », (ii) de renforcer la représentativité des extrapolations entre espèces et la transférabilité entre zones géographiques, et (iii) d'apporter des éléments de compréhension mécanistes et pour le diagnostic, et *in fine* améliorer la capacité à prédire (De Lange *et al.*, 2009 ; Rubach *et al.*, 2011 ; Van den Brink *et al.*, 2011). Elles représentent des opportunités et un intérêt sur le volet biosurveillance et ERA qui amèneront sans doute à faire de ces approches l'avenir voire le remplacement de la définition d'espèces focales et sentinelles (voir https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=246631 par exemple). Elles restent cependant peu utilisées actuellement dans les études d'écotoxicologie sur les vertébrés terrestres.

7.1.4. Modélisation spatiale et temporelle

La modélisation peut s'appliquer à l'individu ou à la population (*cf.* Chapitre 14). Les modèles populationnels spatialisés représentent à n'en pas douter une possibilité d'évolution majeure dans les années à venir pour tester diverses hypothèses sur la base de scénarios théoriques mais aussi pour l'évaluation du risque pour les vertébrés terrestres. Si plusieurs exemples à l'échelle d'un paysage spécifique ont été publiés (voir le modèle appliqué au lapin (Topping et Weyman, 2018) par exemple, et la section 6.4), d'autres privilégient une prise en compte de données individuelles pour construire un modèle incluant l'espace mais sans référence géographique précise. Enfin, il est également possible de tester les effets combinés de PPP appliqués dans des écosystèmes, y compris de façon simplifiée mais en intégrant les données de toxicité de chaque produit et en assumant, *a minima*, le principe d'additivité des effets des substances chimiques (Tarazona *et al.*, 2021). L'EFSA, dans des opinions scientifiques récentes, a également suggéré l'utilisation de ces modèles populationnels pour l'évaluation du risque dans différents groupes de vertébrés terrestres : les amphibiens et reptiles (un modèle est proposé pour le Triton crêté) mais aussi les chiroptères (Ockleford *et al.*, 2018 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). Parmi les avantages de ces modèles, on trouve la prise en compte de l'écologie des espèces (sélection de l'habitat, distribution, mouvements, alimentation…), de la topographie et de l'occupation de l'espace, de la rotation des cultures sur plusieurs années et du facteur testé (PPP ou combinaison de PPP). Toutefois, dans un contexte réglementaire, les évaluateurs reprochent leur absence de validation complète avec des données de terrain en situations variées.

Un élément important, qui devrait répondre à une des attentes des évaluateurs du risque, est la validation des modèles. Cette validation est un processus qui permet de s'assurer que le modèle produit des données populationnelles réalistes dans différentes situations et comparables aux données récoltées sur le terrain. Ainsi, le travail mené sur le campagnol des champs (*Microtus arvalis*) (Wang, 2013) a fait l'objet d'une validation et d'une analyse de sensibilité permettant d'identifier les facteurs ayant le plus de poids dans les résultats de la modélisation. On retrouve par exemple, les fluctuations saisonnières et les cycles pluriannuels de ces rongeurs. Cette procédure de validation est de nature à faciliter l'acceptation des modèles par les personnes en charge de l'évaluation, bien qu'elle reste aujourd'hui critiquée car imparfaite.

7.1.5. Analyses de données à large échelle par des approches corrélatives

Il est classiquement reproché à l'ERA réglementaire de ne pas suffisamment prendre en compte les données de terrain lors des réexamens, bien qu'elle soit mentionnée dans les exigences actuelles pour les vertébrés terrestres notamment (European Food Safety Authority, 2009). La mise en place de la PPV n'est aujourd'hui que partielle à l'échelle de l'Europe. La prise en compte des données réelles, en fonction des lieux, des cultures, de la saison, de l'espèce pourrait être mieux réglementée et régularisée, afin de collecter de façon harmonisée et systématique des données de contamination et/ou d'effets sur les populations animales (Topping *et al.*, 2020). La combinaison de mesures de plus en plus sensibles de résidus (analyses multi-résidus), de suivis de populations et d'analyses

statistiques des données est une approche qui permettrait de mieux mettre en évidence le lien entre PPP et effets sur la population comme cela a pu être montré chez le Milan Royal en Espagne récemment (Mateo-Tomas *et al.*, 2020).

Comme cela a déjà été réalisé dans divers pays européens ou en Amérique du Nord (pour les NN, Lennon *et al.*, 2019 ; Li *et al.*, 2020), la mise à disposition des données de ventes et achats annuelles de PPP (formulations commerciales et substances) à l'échelle nationale et à un grain départemental et communal (*cf.* BNVD http://www.data.eaufrance.fr/jdd/bd45f801-45f7-4f8c-b128-a1af3ea2aa3e) offre l'opportunité de rechercher des corrélations avec les tendances populationnelles de certains groupes de vertébrés suivis sur les dernières décennies (par ex. populations d'oiseaux communs suivies dans le cadre du STOC-EPS piloté par le MNHN). C'est ainsi que Li *et al.* (2020) montrent un lien quantitatif fort existant entre l'utilisation de NN et la diminution des populations a*via*ires, en particulier celles des oiseaux prairiaux ou insectivores. Toutefois, ces approches méthodologiques, bien que très pertinentes, ne suffisent pas à démontrer la causalité, qui nécessite le recours à des études prospectives, les études expérimentales sur vertébrés étant de plus en plus rares. Lorsque les conditions le permettent, des études plus prospectives avec un suivi dans le temps des animaux (données individuelles de biométrie, état de santé, parasitisme…) et des pratiques agricoles (notamment l'application de PPP) ainsi que les mesures de résidus de PPP peuvent permettre d'aboutir à des conclusions plus claires entre l'exposition et les effets *in natura*, comme cela a pu être fait avec la clothianidine chez les perdrix (*Alectoris rufa, Perdix perdix*). On démontre ainsi bien le lien temporel entre application et exposition des oiseaux, mais aussi le lien avec certains effets pathologiques éventuels (parasitisme, Lennon *et al.*, 2020).

7.2. Evaluation et gestion intégrée du risque

L'ERA menée par l'EFSA est présentée dans le Chapitre 15 ainsi que dans les parties introductives du document. Aujourd'hui, l'ERA réglementaire pour les mammifères et les oiseaux repose sur le document guide de l'EFSA de 2009 (EFSA, 2009). Cette évaluation a fait l'objet de nombreuses critiques. Les plus récurrentes portent sur les hypothèses de départ : l'ERA se fait pour une seule substance sur une seule culture et une seule espèce. La réalité de l'utilisation des PPP est beaucoup plus complexe et il a été justement rappelé que les cultures peuvent recevoir plusieurs traitements, voire plusieurs dizaines d'applications, qu'un produit peut être appliqué à plusieurs reprises sur plusieurs cultures différentes. Brühl *et al.* (2019) font ainsi le constat sans appel de l'augmentation progressive de complexité de l'ERA pour les vertébrés terrestres, de l'absence de documents guides pour certains groupes (comme les amphibiens et les reptiles). Il souligne également la variété et la multiplicité des applications de PPP sur les cultures (jusqu'à 22 PPP en viticulture en Allemagne, 32 sur les vergers de pommes au Royaume-Uni), sans possibilité pour les populations animales de récupérer pleinement entre deux qui est également un présupposé de l'ERA. Enfin, l'absence de toute analyse des effets indirects est également critiquée. Des reproches similaires sont formulés par d'autres auteurs (Topping *et al.*, 2020).

Dans l'objectif de limiter les effets non intentionnels des PPP et au-delà de l'interdiction réglementaire de certaines SA, des mesures opérationnelles de gestion intégrée du risque reposant sur l'évolution des conditions d'application des PPP et/ou la proposition de méthodes alternatives de contrôle des ravageurs ont montré leur efficacité. Dans plusieurs cas, ces mesures de gestion ont été intégrées dans les autorisations de mise sur le marché (AMM) ou dans la réglementation. On peut par exemple citer l'arrêté interministériel du 14/5/2014 (Journal Officiel, 2014) qui encadrait les conditions d'utilisation de la bromadiolone contre 3 espèces de campagnols en France jusqu'à l'interdiction récente de ce rodenticide en usage PPP. L'approche proposée reposait sur la mise en œuvre de plusieurs moyens de lutte préventive, pour la plupart non chimiques (travail du sol, piégeage, gestion paysagère, promotion des prédateurs…) et d'une utilisation raisonnée de la bromadiolone uniquement dans des parcelles présentant de faibles densités de campagnols. L'arrêté précisait que l'efficacité de ces méthodes nécessitait qu'elles soient implémentées collectivement à l'échelle territoriale. Développées dans un cadre de recherche-action, ces mesures de gestion intégrée ont permis de réduire de plus de 90% les effets non intentionnels de la bromadiolone sur la faune sauvage (Coeurdassier *et al.*, 2014a).

8. Spécificités ultra-marines

Très peu d'articles concernent les effets des PPP sur la biodiversité des vertébrés terrestres des territoires ultra-marins. A notre connaissance et malgré l'ampleur avérée de la contamination des Antilles françaises par le chlordécone, seules 3 études se sont penchées sur ses possibles conséquences sur la faune sauvage. Un rapport sur l'imprégnation biologique des populations d'oiseaux de la Guadeloupe par le chlordécone (Decors *et al.*, 2011) n'est pas accessible actuellement et la seule autre étude concerne un oiseau granivore. Tous les individus de Tourterelles à queue carrée *Zenaida aurita* prélevés dans des sites contaminés de Martinique (n=105) présentaient des résidus hépatiques de chlordécone, les concentrations variant entre 0,1 et 2,3 $mg.kg^{-1}$ PF (Eraud *et al.*, 2010). Il n'existe pas de concentration critique hépatique définie pour le chlordécone chez les oiseaux à notre connaissance si bien qu'il n'est pas possible d'interpréter ces valeurs en termes toxicologiques. Elles restent cependant nettement inférieures aux plus fortes concentrations rapportées pour des oiseaux piscivores aux USA dans les années 1970, i.e., 226 $mg.kg^{-1}$ PF (Wiemeyer, 1996). Enfin, en Guadeloupe, Villard *et al*. (2021) interprètent l'absence du Martin-pêcheur à ventre roux *Megaceryle torquata stictipennis* dans les secteurs de l'île contaminés par le chlordécone comme une conséquence possible de cet insecticide, mais aucune mesure actuelle ou passée (imprégnation, mortalité…) ne vient étayer cette hypothèse.

Les autres travaux disponibles concernent les rodenticides anticoagulants. Une étude réalisée sur le Busard de Maillard (*Circus maillardi*, rapace endémique de l'île de la Réunion) a montré qu'ils étaient une des principales menaces pour la *via*bilité de la population (Coeurdassier *et al.*, 2019). Au cours de la période 2013-2016, les 16 individus analysés étaient positifs à ces PPP, 15 d'entre eux présentant des concentrations hépatiques compatibles avec un empoisonnement létal. Les niveaux d'imprégnation ont été corrélés avec les proportions de surface urbaine (usage biocide) et de champs de canne à sucre dans lesquels des traitements sont réalisés pour lutter contre les dégâts de rats et de souris (Coeurdassier *et al.*, 2019). En contexte insulaire, l'application de rodenticides (anticoagulants et autres) pour lutter contre les rongeurs introduits a également été responsable de déclins, le plus souvent temporaires, de populations de certaines espèces natives d'oiseaux et de mammifères (Howald *et al.*, 2015 ; Hindmarch et Elliott, 2018).

9. Synthèses par groupe taxonomique et synthèse globale

9.1. Synthèses par groupe taxonomique

9.1.1. Oiseaux granivores et insectivores

Les effets des PPP sur les oiseaux granivores et insectivores sont aujourd'hui identifiés comme une des causes majeures de déclin des oiseaux (abondance mais aussi diversité) en milieu agricole, en interaction avec l'homogénéisation des paysages et l'intensification des pratiques agricoles. Différentes voies d'exposition sont bien décrites, avec des implications variables en termes d'effets avérés sur ces oiseaux. Les expositions à de fortes doses ont longtemps existé avec des intoxications létales (carbamates et OP) et plus récemment *via* la consommation de semences traitées avec des NN, en cours d'interdiction en Europe mais encore autorisées dans la majorité du reste du monde. L'exposition à des doses parfois très faibles d'une grande diversité de molécules peut se produire *via* l'alimentation (contaminations avérées des végétaux, insectes, eaux et sols), mais les autres voies d'exposition (par ex. toilettage du plumage, inhalation, dépôts cutanés…) sont possibles en fonction des modes d'usages et propriétés des PPP. Cependant, un manque certain de données concerne la quantification de ces flux dans les organismes vertébrés en lien avec leurs traits biologiques. De la même façon, trop peu de données fondées sur des analyses chimiques exhaustives (multi-résidus) sont disponibles pour permettre une hiérarchisation des SA à risque actuellement. Les quelques données disponibles mettent l'accent sur les NN (les plus recherchés), des fongicides (strobilurines et triazole*s*) et quelques herbicides persistants (par ex.

pendiméthaline) mais aussi des molécules anciennes et rémanentes dont certaines interdites (endosulfan, lindane, atrazine). Des programmes de suivi à long-terme de la contamination des organismes, *via* des méthodes de chimie analytique innovantes ciblées ou non ciblées, permettraient un suivi indirect de la qualité du milieu et de l'efficacité des mesures agro-environnementales mises en place. Les effets décrits sur les organismes et populations sont de trois grands types : des effets directs liés à de la toxicité aiguë (surtout documentés au travers de cas d'empoisonnement et mortalité par les réseaux d'épidémio-surveillance), ou chronique (*via* des mécanismes d'effet sublétaux avec des conséquences à moyen ou long terme sur la survie et/ou les performances reproductrices des individus, surtout étudiés en laboratoire et en mono-substance) et des effets indirects *via* les impacts qu'ont les PPP sur la quantité et la composition des ressources alimentaires (par ex. insectes et graines) voire sur les habitats (par ex. type et densité de couvert végétal). Les connaissances sur certaines catégories d'effets sublétaux (par ex. effets comportementaux) et les conséquences à long terme sur la *fitness* des individus et la dynamique des populations restent lacunaires et souvent issues d'études en conditions expérimentales trop éloignées de celles du terrain. Cela ne permet pas aujourd'hui de prédire avec une pertinence suffisante, les impacts en conditions réelles où interviennent d'autres stresseurs naturels (par ex. parasites, pathogènes, prédateurs, conditions météorologiques) ou anthropogéniques (par ex. modification de l'occupation des sols, changements globaux, autres pollutions physiques et chimiques). Bien qu'étudié depuis plus de 30 ans, l'effet sur les ressources alimentaires, qui déstabilise les interactions trophiques dans les écosystèmes, reste sous-évalué en termes (i) de caractérisation des expositions (par ex. typologie des mélanges en fonction des traits biologiques des espèces) ; (ii) caractérisation des impacts sur l'ensemble du réseau trophique avec une prise en compte des interactions "*top-down*" et "*bottom-up*" entre les niveaux trophiques et des phénomènes de cascade trophique, (iii) quantification des impacts en termes de réponse fonctionnelle, d'effets individuels (par ex. survie) et de réponse numérique des consommateurs et top-prédateurs, et (iv) implications vis à vis des relations de compétition (effets horizontaux). Beaucoup d'approches de terrain analysant l'effet des PPP sur l'abondance et/ou les communautés d'oiseaux se sont basées sur des dispositifs de comparaison de systèmes de culture où tout un ensemble de facteurs et pratiques (co-)varient avec les usages de PPP. Des études intégratives *via* des approches étudiant les réseaux d'interactions trophiques seraient bienvenues, en priorisant des approches expérimentales et de l'acquisition de données sur le terrain (manquant cruellement aujourd'hui) pour envisager par la suite des développements de modélisation.

9.1.2. Rapaces

Les connaissances actuelles permettent difficilement de hiérarchiser les effets des PPP sur les rapaces et donc la menace qu'ils représentent. Les empoisonnements volontaires de carnivores dus à l'usage illégal d'IDC restent une menace majeure pour plusieurs espèces de rapaces au niveau individuel mais leurs réelles conséquences au niveau populationnel n'ont été que rarement quantifiées, que ce soit à partir d'études de terrain ou de projections *via* des modélisations. Dans des contextes comparables à celui de la France, les déclins de populations liés à ces pratiques illégales ont été estimés à 20 à 40% chez le Milan royal. Les OC ont été interdits à l'usage agricole depuis plusieurs dizaines d'années, s'ils sont toujours détectés dans les tissus des rapaces, les niveaux d'imprégnation semblent peu compatibles avec des effets marqués sur la dynamique des populations. En France, des investigations complémentaires mesurant les concentrations en DDE dans des œufs de rapaces permettraient de mieux appréhender si des effets de ce perturbateur endocrinien persistent sur leur reproduction. Aux Antilles, aucune information n'est disponible sur les effets du chlordécone sur les rapaces qui sont pourtant hautement vulnérables aux OC. L'usage agricole des rodenticides anticoagulants qui avait provoqué localement des empoisonnements massifs et de possibles effets sur les populations nicheuses de rapaces est interdit en France depuis 2020. Ils restent cependant susceptibles d'induire des réponses individuelles ou populationnelles du fait de leur usage biocide répandu et/ou de leur mésusage agricole (*cf.* section 8 pour le Busard de Maillard). Enfin, toute tentative de hiérarchisation est rendue impossible par l'absence quasi-totale de données d'imprégnation et surtout d'effets sur les PPP actuellement utilisés. Leur acquisition *via* des études de terrain et plus secondairement des expérimentations en conditions contrôlées est un des principaux challenges des années à venir.

9.1.3. Mammifères (dont chiroptères)

L'analyse des données bibliographiques disponibles chez les mammifères montre l'existence de multiples études d'exposition et des données de contamination par différents PPP. Les études les plus anciennes analysées dans cette ESCo (début des années 2000) s'intéressent aux OC. Par la suite, peu de substances font l'objet d'études particulières. La contamination des mammifères terrestres par les rodenticides anticoagulants a cependant fait l'objet de nombreuses études qui parviennent également à mettre en évidence un lien entre activités humaines, densification de l'habitat et importance de l'imprégnation. Les mammifères carnivores partagent avec les rapaces des similitudes en termes de contamination par les PPP, avec de nombreuses études signalant des cas de mortalité par utilisation malveillante d'IDC, malgré les interdictions d'emploi européennes. Les données plus récentes (très peu nombreuses) s'intéressent à la contamination multi-résidus de différentes espèces de mammifères. Quelques fongicides ou herbicides sont parfois identifiés à l'état de traces, mais aucun lien n'est fait avec des éventuels effets toxiques. Les voies d'exposition identifiées sont principalement la voie orale mais certaines études évoquent l'exposition cutanée ou par léchage du pelage contaminé. Si l'on excepte les études faites sur des rongeurs en laboratoire, peu de travaux s'intéressent aux effets toxiques des PPP chez les mammifères. On constate donc une absence de données sur leurs effets sublétaux notamment comportementaux pourtant considérés comme très pertinents. On note cependant, dans le cas particulier des chiroptères, une sensibilité spécifique liée aux caractéristiques physiologiques de ce groupe. Les chiroptères sont très sensibles aux effets neurotoxiques de PPP comme les NN (altération des mécanismes d'écholocation) qui peuvent également altérer l'hibernation. Plusieurs auteurs envisagent un lien entre exposition aux PPP et l'apparition du syndrome du « nez blanc » chez les chauves-souris. La plupart des études se concentrent sur des effets mesurés à l'échelle infra-individuelle ou individuelle. De façon générale, les effets indirects des PPP ne sont que très peu étudiés chez les mammifères. Il est donc quasiment impossible de conclure avec certitude sur les effets de la quasi-totalité des PPP sur les populations de mammifères en raison : (i) du manque de données sur la réalité de l'exposition à la plupart des SA ainsi que sur la caractérisation de cette exposition ; (ii) du manque de données sur la caractérisation des effets individuels sublétaux de la plupart des PPP chez les mammifères (autres que les études de laboratoire, rarement disponibles dans la littérature) ; (iii) de l'absence de connaissance des effets sur les populations de mammifères, en particulier en intégrant les interactions trophiques. Parmi les évolutions prévisibles d'intérêt pour mieux appréhender les effets des PPP sur les mammifères, la généralisation des études de contamination "multi-résidus" devrait apporter une contribution importante en matière de caractérisation de l'exposition. La mise en place de suivis de terrain intégrant la variable "PPP" est à renforcer et la tendance récente au développement de modèles intégrant les dimensions spatiales et temporelles devrait permettre une meilleure prise en compte des données précédentes chez les mammifères pour améliorer l'évaluation du risque *a priori* ou la prise en compte des données *a posteriori l*ors des réexamens de PPP.

9.1.4. Reptiles et amphibiens

A l'issue de sa synthèse, l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) conclut que l'exposition des reptiles et amphibiens aux PPP est avérée et qu'elle pourrait affecter la santé des individus et conduire au déclin de leurs populations. Si le nombre d'études sur les effets des PPP sur les reptiles a largement augmenté depuis 2010, elles se sont principalement basées sur des expositions réalisées en conditions contrôlées et la mesure de réponses individuelles et infra-individuelles. Elles ont mis en évidence la capacité de différentes SA ou formulations commerciales insecticides, herbicides ou fongicides à induire des perturbations des traits d'histoire de vie, du comportement ou encore de la physiologie, du système neuroendocrine et du fonctionnement cellulaire chez différentes espèces de reptiles, notamment de lézards. Les études de terrain menées sur l'imprégnation ou les effets à l'échelle des populations ou des communautés restent rares et les réponses populationnelles mesurées sont contrastées, allant de l'absence d'effet à des déclins marqués. Chez ces populations naturelles, les facteurs causaux restent le plus souvent inexpliqués et la diversité des contextes étudiés limite la portée des conclusions quant à l'implication des PPP dans le déclin constaté au cours des dernières décennies. Les études de laboratoire, de terrain et les suivis *in natura* ont mis en lien les PPP avec des effets délétères chez les amphibiens. Une large majorité des travaux de recherche a été menée sur les stades de vie aquatique, mais les études sur les stades

terrestres ont montré que les SA actuellement autorisées peuvent induire des effets nocifs y compris une mortalité à des doses autorisées au champ. Même en tenant compte des réductions d'exposition, *via* l'interception de la végétation par exemple, les résidus PPP pourraient représenter un risque élevé pour les amphibiens au stade terrestre. L'exposition aux PPP *via* différentes voies est avérée et les mesures d'imprégnation révèlent l'accumulation de mélanges complexes de PPP interdits et actuellement autorisés. Les travaux en laboratoire révèlent de possibles transferts maternels de PPP dans les œufs. Ce groupe semble particulièrement vulnérable aux impacts des PPP en raison de spécificités physiologiques, biologiques et écologiques qui peuvent favoriser leur exposition et des réponses délétères sévères aux PPP. Outre les problèmes liés aux contaminants, les amphibiens sont l'un des groupes de vertébrés parmi les plus menacés mondialement, et les PPP sont mis en cause parmi les facteurs de déclin. Considérant que de nombreuses espèces d'amphibiens et de reptiles sont insectivores, la question d'éventuels effets indirects des PPP *via* la diminution des ressources alimentaires et/ou altération des habitats, reste ouverte en raison du manque d'études sur ce sujet.

9.2. Synthèse globale

Sur tous les continents, les effets non intentionnels des PPP sont avérés, probables ou possibles sur la faune vertébrée terrestre *via* des effets directs et indirects. Ce, notamment sur les oiseaux pour lesquels la littérature est la plus abondante, et dans une moindre mesure sur les autres taxons, en raison d'un déficit d'information en particulier pour les reptiles. D'un point de vue géographique, très peu d'études ont cherché à mesurer leurs impacts dans les DROM-COM même pour des molécules « à risque reconnu » comme le chlordécone.

A l'échelle des populations, guildes ou communautés, des effets directs de PPP à forte toxicité aiguë sont avérés *in natura* sur les rapaces et les mammifères carnivores notamment *via* l'induction d'empoisonnements létaux parfois massifs. Depuis 2000, ces phénomènes concernent principalement les rodenticides anticoagulants dans le cadre d'un usage légal ou de mésusage et les insecticides IDC (OP et carbamates) pour la plupart interdits en Europe mais qui restent utilisés illégalement. Globalement, dans le cadre des usages autorisés, les cas rapportés d'intoxication aiguë induisant des mortalités sont de moins en moins fréquents en raison d'interdictions ou d'évolutions réglementaires des modalités de traitements. Les empoisonnements illégaux de carnivores par des IDC restent un problème sérieux voire majeur pour la conservation de certaines espèces ou groupes d'espèces à enjeux sur plusieurs continents. Si des cas de mortalité d'oiseaux granivores dus à la consommation de semences enrobées par des NN ou des carbamates sont rapportés dans la littérature, leurs conséquences sur les populations ne sont pas précisément quantifiées. Des effets de toxicité aiguë sont également rapportés pour de nombreux PPP aux doses d'application recommandées chez les amphibiens en phase terrestre en conditions expérimentales.

Au cours de la dernière décennie, plusieurs évidences concernant l'induction d'effets indirects des PPP sur la faune sauvage ont été publiées. Menées principalement en Europe et en Amérique du Nord, elles ont montré l'existence de corrélations entre l'utilisation ou la contamination de l'environnement par des PPP, notamment des insecticides, et le déclin des populations ou les performances reproductrices d'oiseaux insectivores expliqués par la diminution quantitative et/ou qualitative de leurs ressources alimentaires. Ces études concernent surtout les usages globaux d'insecticides ou certaines familles ou substances comme les NN ou des bioinsecticides (toxine *Bt*) utilisés dans des contextes non agricoles (i.e., forestier ou démoustication) et leurs effets sur les oiseaux insectivores. S'y ajoutent des travaux sur d'autres PPP comme des fongicides, en particulier ceux ayant également une action insecticide, et d'autres groupes taxonomiques dépendant des insectes comme les chiroptères. Quelques études ont également montré les effets des herbicides sur les populations et communautés de vertébrés terrestres, à travers l'impact négatif de ces PPP sur les fonctions de support fournies par les communautés végétales (habitats, ressource alimentaire…) pour les vertébrés eux-mêmes et pour les invertébrés qui constituent leurs proies (*cf.* Figure 9-7). De ce fait, la substitution de PPP à forte toxicité aiguë par des composés moins toxiques pour les vertébrés terrestres ne représente pas nécessairement une alternative efficace pour réduire ou empêcher les effets indésirables. L'utilisation massive dans le temps et l'espace de PPP ou de biopesticides peut altérer les communautés d'invertébrés et de végétaux ce qui est susceptible de modifier les relations entre les vertébrés terrestres et leur environnement et de conduire à des effets sur leur biodiversité. D'autres études comparatives ont

mis en évidence les effets positifs le plus souvent, parfois neutres voire négatifs selon le contexte paysager, de l'AB sur les communautés ou populations de vertébrés terrestres. Les approches méthodologiques mises en œuvre permettent rarement de séparer les facteurs responsables des effets mesurés et ont entraîné des controverses sur les contributions relatives des PPP *versus* les autres modifications environnementales liées à l'AC (modifications des paysages, habitats et pratiques type travail du sol, fertilisants…). Pour les groupes les mieux étudiés comme les oiseaux insectivores, le déclin des populations est le plus souvent décrit comme multifactoriel et s'il est difficile de hiérarchiser les différentes causes, l'implication significative des PPP peut être considérée comme très probable sur la base des connaissances actuelles. Les facteurs paysagers interviennent de manière concomitante et modulent les effets directs et indirects des PPP sur la faune sauvage. Les changements paysagers liés aux pratiques d'AC ont des effets délétères sur la biodiversité qui peuvent s'additionner aux impacts négatifs des PPP.

Plusieurs études témoignent de l'exposition probable ou avérée des vertébrés terrestres à des mélanges de différentes familles de PPP, soit par des mesures de pluri-contamination environnementale par exemple dans les sols ou les items alimentaires, soit par des mesures directes d'imprégnation. Cependant, la connaissance concerne principalement des composés hérités ou interdits plus ou moins récemment en usage agricole (OC, rodenticides anticoagulants…) alors qu'elle reste lacunaire pour les PPP actuellement utilisés. Les voies d'exposition potentielles sont multiples (cutanée, respiratoire, orale, interactions trophiques) et leurs contributions respectives sont généralement mal connues ou quantifiées selon les molécules et les taxons. Les données disponibles suggèrent l'exposition probable ou montrent une imprégnation avérée des vertébrés, à large échelle et ubiquitaire, à une large diversité de molécules de plusieurs types d'usage (insecticides, herbicides, fongicides) et de familles chimiques (dont certaines molécules supposées peu persistantes et peu bioaccumulatives). Les effets des mélanges de PPP et plus généralement de substances toxiques sur les individus, les populations et les communautés restent très mal quantifiés à l'heure actuelle.

Aux niveaux individuel et infra-individuel, de nombreuses études le plus souvent expérimentales ont montré l'induction d'effets directs sublétaux par différentes SA généralement testées seules. Les insecticides ont été les plus étudiés, suivis des fongicides (aucun SDHI à notre connaissance) et des herbicides. Les réponses mesurées concernent les traits d'histoire de vie mais aussi des altérations comportementales, physiologiques ou cellulaires. Les résultats obtenus montrent le potentiel des substances testées à affecter la santé des individus et le succès de reproduction, et donc possiblement les populations voire les communautés. Cependant, l'absence de liens explicites avec les niveaux d'organisation supérieurs ainsi que les contextes et doses d'exposition simplifiés et parfois irréalistes limitent l'interprétation en termes de conséquences réelles sur la biodiversité *in natura.* Des questions sont soulevées sur l'implication des PPP dans l'émergence et les prévalences de maladies infectieuses et parasitaires chez la faune sauvage.

L'interdiction récente des NN comme PPP en France a soulevé la question des solutions alternatives envisageables. En l'état actuel des AMM homologuées, les alternatives chimiques disponibles concernent principalement des pyréthrinoïdes (par ex. béta-cyfluthrine mais interdite depuis, cyperméthrine, deltaméthrine, lambda-cyhalothrine, tau-fluvalinate, esfenvalérate), quelques OP (chlorpyriphos-méthyl mais interdit depuis, phosmet) et carbamates (pirimicarbe, fénoxycarbe mais interdit depuis) et d'autres SA appartenant à différentes familles chimiques (ANSES, 2018). L'évaluation comparative réalisée par l'ANSES (2018) a montré que plusieurs de ces SA alternatives (seules ou en mélange) présentent un risque supérieur pour les oiseaux et/ou les mammifères que les NN autorisés pour certains usages. De plus, s'il n'existe pas d'autres informations sur les vertébrés terrestres que les données de toxicité aiguë (DL50) pour la plupart des SA alternatives, notre analyse montre que les pyréthrinoïdes sont susceptibles d'induire des effets négatifs directs sur les populations ou les individus de la plupart des groupes renseignés, et l'exposition est avérée *in situ*. Des effets indirects *via* la réduction de disponibilité alimentaire ou des altérations comportementales provoquant une sensibilité accrue à la prédation ont également été montrés ou suggérés pour les pyréthrinoïdes. Ainsi, si les alternatives chimiques (pyréthrinoïdes ou autres) aux NN sont retenues voire privilégiées pour tout ou partie des usages, leurs conséquences sur les communautés et populations de vertébrés terrestres à travers de potentiels effets directs et/ou indirects devront faire l'objet d'une surveillance attentive pour être évaluées.

Enfin, les effets sur les services écosystémiques rendus par les vertébrés terrestres sont généralement discutés de façon spéculative en raison de la diversité de services assurés mais ils sont très peu mesurés et non caractérisés de manière causale. De la même façon, les effets sur les fonctions qui supportent les services écosystémiques sont très peu voire pas caractérisés.

10. Perspectives de recherche

1 – Mieux caractériser l'exposome des vertébrés terrestres

A l'heure actuelle, les informations disponibles sur la contamination des écosystèmes terrestres par les PPP, notamment les SA actuellement utilisées, restent parcellaires. Le développement des méthodes d'analyses multi-résidus autorisent l'acquisition de données détaillées sur les concentrations en PPP dans différentes matrices environnementales (sols…) et biologiques. Il s'agira autant de caractériser les SA et les mélanges les plus fréquemment détectés *in situ*, leurs concentrations, leur variabilité à différentes échelles spatiales (territoire agricole et paysage) et temporelle (intra- et interannuelle). Une meilleure prise en compte des itinéraires techniques et de l'écologie spatiale (migration, comportement…) des espèces est également recommandée. Ces informations contribueront à optimiser la stratégie de PPV à implémenter à l'échelle nationale mais aussi à évaluer le risque *a priori* selon des scénarios de multi-exposition plus réalistes.

La contribution des voies d'exposition des vertébrés terrestres reste également insuffisamment quantifiée. Elle dépend des propriétés physico-chimiques des SA et des formulations commerciales utilisées, de la temporalité des traitements et du devenir des PPP dans les compartiments abiotiques et biotiques (i.e., réseaux trophiques) ainsi que de l'anatomie, de la physiologie et de l'écologie (traits fonctionnels) des groupes considérés. Enfin, une meilleure connaissance de la contamination des différents compartiments des écosystèmes par les PPP (environnement abiotique et organismes) permettrait de confronter cette information avec les concentrations ou doses toxiques ou non (C/DL50, NOAEL, PNEC…) disponibles principalement pour les mammifères (rats ou souris) et, dans une moindre mesure, pour les oiseaux à l'heure actuelle.

2 – Etablir des relations entre contamination environnementale, concentrations dans les tissus et effets toxiques

Pour un nombre restreint de SA, en particulier des OC et des rodenticides anticoagulants, des valeurs guides d'interprétation toxicologiques des concentrations tissulaires sont proposées pour les vertébrés terrestres, notamment les mammifères et les oiseaux. Il s'agit de comparer les concentrations internes mesurées (par ex. concentration hépatique ou sanguine) à des concentrations dites "critiques" au-dessus desquels des effets toxiques (stress oxydatif, troubles de la reproduction, mortalité…) peuvent survenir. Les concentrations tissulaires en contaminants étant plus faciles à mesurer *in natura* que l'apparition d'effets toxiques, leur comparaison avec des concentrations critiques reste une méthode de diagnostic couramment mises en œuvre par les écotoxicologues. Dans cette synthèse, nous rapportons de nombreux cas d'imprégnation de la faune sauvage par des PPP (*cf.* section 4.2.4) pour lesquels aucune relation n'a été recherchée ou établie entre les concentrations internes mesurées et les effets évalués, ce qui empêche toute tentative d'interprétation du risque qu'elles représentent.

Nous recommandons la définition de concentrations critiques relatives à des effets sublétaux pour les PPP actuellement utilisés ou ceux fréquemment détectés dans la faune sauvage (caractérisation qui reste à faire, *cf.* point 1 de ces perspectives de recherche) et idéalement dans des tissus dont le prélèvement ne nécessite pas le sacrifice des animaux (poils, plumes, sang…). Les réponses à mesurer pour définir ces concentrations critiques devront considérer les mécanismes d'action des SA sur les groupes taxonomiques étudiés et/ou renseigner sur l'état de santé des individus et les traits de vie liés à la dynamique des populations. Si l'établissement de ces relations "concentrations internes - effets" nécessite de recourir à des approches expérimentales, les contextes

d'exposition et les conditions environnementales devront être suffisamment réalistes pour permettre des extrapolations aux situations de terrain.

3 – Identifier les facteurs et les mécanismes responsables des déclins de populations *in situ*

Les approches méthodologiques mobilisées pour montrer et expliquer le déclin des populations de vertébrés terrestres sont exclusivement corrélatives et comparent des modes globaux de gestion agricole (par ex. AC *versus* AB) ou des intensités globales d'utilisation des PPP à de larges échelles spatiales. Les stratégies d'échantillonnage permettent difficilement de décorréler les facteurs susceptibles de modifier la dynamique des populations comme la structure et la composition du paysage, la qualité des habitats incluant la disponibilité alimentaire, la présence et densités d'autres espèces interactives (prédateurs, pathogènes…) et la contamination de l'environnement par des PPP voire d'autres nuisances, toxiques ou non. Une des conséquences est la difficulté à évaluer la contribution relative des différents mécanismes, dont ceux induits spécifiquement par les PPP, aux réponses populationnelles mesurées. Ainsi, les tentatives de détermination des parts relatives des effets toxiques directs (létaux et sublétaux) et indirects (diminution de la ressource alimentaire, dégradation de l'habitat, sensibilité aux pathogènes...) restent souvent de l'ordre de la spéculation plus que de la démonstration. A l'exception de quelques cas emblématiques comme celui du DDT ou des rodenticides anticoagulants, la présente synthèse montre que l'évaluation des effets des PPP sur les vertébrés terrestres souffre du manque de liens de causalités entre les effets mesurés aux échelles individuelle et infra-individuelle, le plus souvent dans des conditions expérimentales et ceux observés sur les populations ou les communautés *in natura*. La compréhension des mécanismes impliqués dans les déclins des populations incluant ceux dus aux PPP nécessite une plus grande intégration des réponses mesurées en associant aux suivis de tendances populationnelles, des mesures d'exposition et des mesures individuelles et infra-individuelles, notamment celles en lien avec les modes d'actions des SA et les déterminants de la *fitness* individuelle (survie, succès de reproduction...) conditionnant la dynamique des populations. La mise en place de dispositifs de terrain ambitieux est indispensable pour permettre de séparer l'influence de différents facteurs sur les populations. Il s'agit de définir un nombre suffisant de sites sélectionnés pour présenter des gradients orthogonaux des variables d'intérêt et dans lesquels les tendances de populations, la santé des individus et leur performance démographique, la qualité de l'environnement (paysage, habitat, nourriture, pathogènes, pratiques agricoles, traitements PPP…) sont mesurés de façon concomitante. Bien que corrélatives, ces approches peuvent permettre de se placer dans des conditions semi-expérimentales si correctement dimensionnées. La mise en place de dispositifs opérationnels et durables devrait s'appuyer sur des plateformes déjà existantes à l'échelle internationale et nationale, par exemple le réseau des Zones Ateliers ou le réseau RECOTOX.

Le développement d'*Adverse Outcome Pathways* (*AOP* au sens de Ankley et Edwards (2018) et correspondant à une chaîne causale d'évènements relative à un ou des mécanismes d'action et des caractéristiques physiologiques et écologiques) pourrait aider à évaluer les causalités biologiques et les évidences empiriques qui soutiennent (ou réfutent) les relations entre des réponses mesurées à différents niveaux d'organisation biologique donc à mieux lier données expérimentales et observations de terrain. Chez les invertébrés, les *AOP* mis en œuvre par LaLone *et al*. (2017) ont démontré les liens plausibles entre les mécanismes moléculaires d'actions des NN, leurs effets individuels et le déclin des populations d'abeilles. Cette approche a également permis de dégager les lacunes scientifiques appelant à des recherches complémentaires et de formuler de nouvelles hypothèses sur des liens mécanistes entre des réponses de différents niveaux d'organisation biologique. Un *AOP* ne se substitue pas à des études expérimentales ou observationnelles associant des mesures populationnelles, individuelles et infra-individuelles. Il les complète en offrant un cadre conceptuel utile pour établir des causalités entre les réponses mesurées (ou à mesurer) et estimer la plausibilité de l'induction d'effets de PPP, seul ou en mélange, à l'échelle des populations (Ankley et Edwards, 2018). Considérant la diversité de SA (et préparations commerciales) actuellement utilisées, le développement de différents *AOP*, chacun étant propre à une grande famille de molécules (i.e., ayant des mécanismes d'action communs) et un groupe de vertébrés terrestres partageant des caractéristiques physiologiques et écologiques proches, pourrait contribuer à évaluer quels sont les PPP les plus susceptibles d'impacter actuellement la biodiversité à travers des effets directs.

4 - Prise en compte du paysage et échelles spatiales

Les mécanismes écologiques qui déterminent le devenir des PPP dans l'environnement et les dynamiques de population et de communauté opèrent également à l'échelle du paysage. La plupart des vertébrés terrestres exploitent leur environnement à l'échelle de la mosaïque paysagère, avec des tailles de domaines vitaux et des capacités de déplacements dépassant l'étendue des seuls champs cultivés, certains exploitant même plusieurs types de milieux (i.e., aquatique et terrestre). La caractérisation et la compréhension des réponses de la faune sauvage doivent donc être menées à une échelle spatiale pertinente intégrant les principaux processus sous-jacents selon les taxons visés. Il serait nécessaire de renforcer la prise en compte de l'exposition et des effets aux échelles paysagères (i.e., plus large que la parcelle et son environnement adjacent, du km^2 à plusieurs km^2) en intégrant la composition et la configuration spatiale ainsi que la fonction (par ex. refuges, corridors, écotones) des éléments constituant la mosaïque paysagère. Par ailleurs, les PPP sont utilisés afin de traiter des parcelles cultivées de manière répétée et durable à l'échelle des exploitations, sur l'ensemble du territoire national, et globalement à travers le monde. Ces échelles d'usage impliquent une émission récurrente de nombreuses SA dans l'environnement sur de vastes étendues à l'échelle des agroécosystèmes. De plus, les traitements peuvent affecter les habitats non-traités environnants à travers différents mécanismes, et concernent donc potentiellement l'échelle de la mosaïque d'habitat traités et non traités. Ces processus étant à même d'être modifiés par les caractéristiques paysagères (par ex. effet lisière des éléments boisés affectant la dérive, rugosité affectant le dépôt atmosphérique, zones enherbées et ripisylves jouant un rôle tampon vis-à-vis des écoulements), là encore le paysage devrait être considéré pour évaluer le risque et/ou le gérer.

En premier lieu, renforcer l'intégration des concepts d'écologie et d'écotoxicologie du paysage dans les procédures d'ERA et l'analyse des effets des PPP, voire dans les tentatives de limitation des usages ou des effets, représente une piste d'amélioration évidente. Concernant les effets concomitants et en interaction de la gestion du paysage et de l'usage de PPP sur les réponses de la faune sauvage, plusieurs points sont recommandés :

- renforcer les connaissances sur les contributions respectives des différents facteurs liés aux systèmes et pratiques agricoles, y compris les conséquences des caractéristiques paysagères, sur les réponses des populations et communautés. Ceci permettrait de prioriser les actions de gestion et d'améliorer l'efficacité des décisions réglementaires visant à limiter les effets non intentionnels à travers une approche multicritère ;
- améliorer les connaissances sur les caractéristiques du paysage et les processus associés qui peuvent amplifier ou au contraire permettre de limiter l'exposition des vertébrés sauvages aux PPP et les effets non intentionnels de ces derniers.

Concernant la prise en compte des dynamiques spatio-temporelles et des étendues spatiales à l'échelle de la mosaïque paysagère, plusieurs pistes peuvent être recommandées :

- proposer et implémenter des mesures de gestion de l'usage de PPP et de gestion des infrastructures agroécologiques à l'échelle des exploitations et des réseaux d'exploitations ;
- favoriser le recours à la modélisation spatialement et temporellement explicite à l'échelle des paysages de l'exposition et des réponses des organismes, à l'échelle des individus et populations voire des communautés. En particulier lorsque les expérimentations *in situ* sont logistiquement compliquées (i.e., surfaces et durées concernées, espèces menacées), ces outils peuvent intervenir en complément ou remplacement. Les questions relatives à la modélisation spatialement explicite sont détaillées ci-après dans la perspective 6.

Ces aspects sont également à considérer pour l'évaluation et la conservation des fonctions écologiques et des services écosystémiques qui y sont associés. Ces pistes sont détaillées ci-après dans la perspective 9.

Il est crucial de signaler que la bibliographie montre que l'hétérogénéité du paysage avec la présence d'habitats semi-naturels (par ex. prairies, bosquets et haies, zones humides) et d'infrastructures agroécologiques (par ex. corridors et continuités, zones tampons) est une condition nécessaire mais pas suffisante pour assurer la protection de la biodiversité et des fonctions écologiques dans les agroécosystèmes. Le constat est similaire pour les effets non-intentionnels des PPP, la réduction des usages à l'échelle des parcelles et de la mosaïque paysagère est une

mesure essentielle mais insuffisante pour atteindre les objectifs de conservation de la biodiversité et d'un fonctionnement écologique des agroécosystèmes sans ou avec peu d'intrants. Les éventuelles mesures de gestion devraient impérativement considérer ces deux leviers de manière conjointe et complémentaire.

5 - Prise en compte des aspects temporels

Les traitements PPP dans les agroécosystèmes ont lieu durant la majeure partie de l'année, de mars à novembre généralement, avec des usages principalement au printemps et à l'automne et également en été. Les traitements s'étalent donc sur plusieurs saisons, et au cours d'une même saison sur plusieurs mois, et sur plusieurs jours si l'on considère l'usage de PPP à l'échelle de la mosaïque paysagère et non seulement à l'échelle de la parcelle. Par exemple, dans une étude en zone viticole en Allemagne, les enquêtes auprès des exploitants rapportent entre 8 et 12 applications de PPP pour la période de mars à août, ces traitements ayant lieu au cours de 72 jours différents, et impliquant au moins 35 formulations différentes avec 32 SA différentes (parmi lesquels les fongicides qui représentent 88% des produits appliqués) (Leeb *et al.*, 2020). De plus, les traitements sont répétés d'année en année à chaque alternance de récolte, et les PPP peuvent présenter des propriétés de persistance dans l'environnement de l'ordre de plusieurs jours à plusieurs mois. Ceci implique donc un usage des PPP fréquent, régulier et répété sur le long terme et des propriétés de persistance et pseudo-persistance des molécules (Hvezdova *et al.*, 2018), induisant pour la faune sauvage une exposition probablement chronique, dans la durée, à des niveaux allant de faibles doses à des pics d'exposition en périodes de traitement. De nombreuses espèces de la faune sauvage sont longévives, et l'exposition peut intervenir tout au long de la vie depuis les stades précoces *in utero* / *in ovo* jusqu'à l'âge adulte. La chronicité et la durée sont ainsi des paramètres cruciaux à considérer dans l'étude des réponses de la faune aux PPP. L'exposition peut avoir lieu durant des périodes critiques de développement et croissance, de reproduction, et d'hivernage ou migration, où la sensibilité aux effets toxiques peut être plus prononcée (par ex. besoins métaboliques et nutritionnels, stresseurs additionnels). L'intégration de la temporalité des pratiques agricoles (itinéraires techniques) et des espèces considérées (phénologie et rythmes d'activités) est donc aussi un point essentiel à considérer pour évaluer les effets des PPP.

Chez divers organismes et tout particulièrement la faune sauvage, des « effets de report » ont été décrits et sont impliqués dans les variations de *fitness* des individus (Harrison *et al.*, 2011). Ces « effets de report » sont définis comme des événements ou des processus se produisant au cours d'une saison, qui influencent les performances des individus au cours de la ou des saison(s) suivante(s) (Harrison *et al.*, 2011). Ces effets amènent à des modifications des taux de survie ou reproduction individuels et par conséquent des changements de taille de population (Harrison *et al.*, 2011). L'impact des PPP à une saison donnée peut ainsi se traduire par une diminution des performances non pas (seulement) à ce moment mais au cours des saisons suivantes, par exemple sur le succès de reproduction ou sur la survie. L'exposition répétée à une même SA ou famille de SA peut également conduire à des phénomènes de potentiation qui augmentent la susceptibilité des individus au fil des expositions. Ceci implique un décalage temporel entre l'exposition et les effets mesurés à un temps *t*.

Il serait nécessaire d'améliorer la prise en compte de la durée, de la chronicité et de la répétition de l'exposition dans les scénarios d'exposition et l'évaluation des effets. Dans les tests de toxicité en laboratoire et dans les suivis *in natura*, les plans expérimentaux et la collecte de données devraient être adaptés pour être pertinents vis-à-vis des durées d'exposition et des différents stades de vie impliqués, de la chronicité de l'exposition, et de l'occurrence possible d'effets de report ou de potentiation. Ils devraient également prendre en considération les aspects de fréquence et de répétition de l'exposition aux PPP dans les milieux agricoles de manière représentative, intra- et interannuelle. Des recherches seraient nécessaires pour mieux appréhender la toxicocinétique et la toxicodynamique des substances dans ce contexte de chronicité et répétition, avec l'alternance d'exposition à de faibles doses et à des pics. Les scénarios d'exposition, qu'ils soient basés sur des systèmes modèles ou sur des outils de modélisation déterministes ou probabilistes, devraient être développés de manière à intégrer ces différents aspects temporels. Les outils de modélisation spatialement et temporellement explicites représentent une opportunité adaptée à l'étude et à la prise en compte en évaluation du risque de ces multiples caractéristiques temporelles de l'exposition de la faune aux PPP, ils sont décrits plus amplement dans la perspective 6.

6 – Meilleure utilisation de la modélisation spatialement explicite pour l'évaluation du risque écotoxicologique

En complément des paramètres classiquement mesurés et des procédures appliquées pour l'ERA *a priori* des PPP pour les vertébrés terrestres (European Food Safety Authority, 2009), nous recommandons le développement de modèles de simulation spatialement explicite pour des organismes ayant différents traits physiologiques et écologiques et dans différents contextes et systèmes de production agricoles (systèmes de culture, par ex. AC, AB, ACS ; types de culture, par ex. viticulture, céréaliculture, polyculture-élevage, arboriculture…). Dans la mesure où les caractéristiques paysagères peuvent constituer des facteurs aggravants ou au contraire des facteurs de limitation des effets des PPP, elles devraient être considérées pour l'ERA *a priori* et *a posteriori*. La modélisation spatialement explicite représente un outil pertinent pour atteindre cet objectif.

Ce type de modèle spatialement explicite est utilisé depuis une quinzaine d'années pour évaluer l'exposition et les effets de PPP sur des oiseaux (Topping *et al.*, 2005) ou de mammifères (Dalkvist *et al.*, 2013 ; Tarazona *et al.*, 2021). Leur intérêt pour l'ERA *a priori* a été récemment discuté par (Topping *et al.*, 2020) en raison des échelles spatiales qu'ils permettent de considérer et de la possibilité qu'ils offrent de créer et tester des scénarios spatialement et temporellement explicites en y intégrant des multi-expositions réalistes (plusieurs PPP, mosaïque de cultures et d'habitats) et l'impact des caractéristiques du paysage sur les dynamiques de populations, et possiblement des interactions entre espèces (prise en compte des effets indirects) voire d'autres facteurs de stress. Ces outils de modélisation permettraient d'une part d'améliorer la représentativité et la cohérence des évaluations du risque, et d'autre part d'alimenter non seulement l'ERA prospective mais aussi la gestion des risques. Ce, en explorant des scénarios diversifiés d'itinéraires techniques dans différents contextes paysagers représentatifs d'agroécosystèmes variés, et en aidant à explorer les conséquences de différentes options de gestion des PPP et des paysages sur les populations de vertébrés.

De plus, l'utilisation de tels outils de modélisation pourrait contribuer à l'acquisition des connaissances sur diverses questions relatives aux propagations spatiales et temporelles des effets des PPP sur la faune, ou encore au rôle des caractéristiques paysagères sur l'exposition aux PPP et sur leurs impacts. Ces modèles pourraient en effet être mobilisés dans une perspective plus exploratoire afin de formuler des hypothèses ou tester des scénarios *in silico* et les confronter aux tendances observées *in situ*.

L'utilité et la pertinence des outils de modélisation spatialement et temporellement explicite pour l'ERA sont globalement reconnues. Cependant, en l'état actuel des connaissances, les projections faites à partir de telles simulations ne peuvent pas être considérées comme conclusives, et ce quelle que soient la complexité et le réalisme supposé du modèle utilisé. Ainsi, dans une perspective d'ERA réglementaire ou de gestion, leur utilisation devra être assujettie à des procédures de validation "classiques" mathématiques et statistiques ainsi que de validation biologique par comparaison avec des mesures réalisées sur les individus, les populations et les communautés incluant celles de la biosurveillance. En ce sens, nos pistes précédentes permettront d'acquérir des informations qui serviront autant à calibrer qu'à valider les modèles.

Il semble peu réaliste de développer à court terme des modèles performants pour un grand nombre d'espèces. Nous recommandons la définition d'une espèce modèle par groupe taxonomique et écologique (régime alimentaire et comportement spatial notamment) dans un premier temps. Pour certains groupes, un critère de choix pragmatique est de privilégier des espèces pour lesquelles des modèles individu-centré sont déjà disponibles et qui peuvent être rencontrées dans différents agroécosystèmes, par exemple le lièvre (Dalkvist *et al.*, 2013 ; Tarazona *et al.*, 2021) ou l'Alouette des champs (Topping *et al.*, 2005). Pour d'autres groupes, la liste des espèces focales définies par l'EFSA (2009) et la capacité à acquérir ou à disposer de données de terrain (abondance, capturabilité, suivis existants) pourront servir à sélectionner les espèces modèles. Les reptiles et amphibiens avec des phases de migration terrestre devront également faire l'objet de développement de modèles spécifiques.

Le concept d'une ERA, pour les AMM mais aussi pour l'évaluation post-homologation, basée sur l'analyse de scénarios émerge de plus en plus (Topping *et al.*, 2020). La modélisation spatialement et temporellement explicite prend tout son sens et représente une opportunité majeure pour cette éventuelle évolution de paradigme du

processus d'ERA. Une analyse par scénario trouve son intérêt vis-à-vis des aspects spatiaux et temporels, mais aussi vis-à-vis des modèles biologiques en écho aux approches basées sur les traits. Aux Etats-Unis par exemple l'US EPA a mis à disposition des évaluateurs un outil de diagnostic nommé "*Wildlife Scenario Builder*" qui est basé sur des scénarios définis pour diverses espèces sauvages (https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=246631).

7 – Identification des molécules prioritaires et surveillance *in natura*

Cette synthèse révèle qu'il est difficile voire impossible de définir quelles molécules, formulations commerciales et/ou mélanges doivent prioritairement être surveillés ou faire l'objet de mesures de gestion du risque pour la faune sauvage. Parmi les substances à risque identifiées, la plupart sont actuellement interdites ou d'usage agricole limité en France (IDC, NN, rodenticides anticoagulants, OC) et d'éventuels futurs effets ne pourront que résulter d'une utilisation illégale ou d'intoxications liées à d'autres usages, par exemple biocides. Même si ces cadres d'application n'entrent pas dans le champ des usages PPP actuels, plusieurs situations montrent que ces PPP menacent toujours la faune vertébrée donc qu'il est indispensable de maintenir leur surveillance.

Pour les PPP actuellement utilisés et en lien avec les manques précédemment identifiés, une hiérarchisation basée sur la littérature scientifique disponible serait intrinsèquement biaisée en "défaveur" des SA les plus étudiées. Deux approches de hiérarchisation complémentaires peuvent être mises en œuvre :

- L'identification des molécules prioritaires *a priori* peut être basée sur des méthodes relativement simples agrégeant l'identité et les quantités de SA utilisées sur un territoire donné et leur toxicité. Dans ce sens, ces méthodes sont proches de celles retenues pour l'ERA *a priori* puisqu'elles confrontent toxicité et estimation de la dose d'exposition. De Montaigu *et al.* (2020) ont proposé une approche pour hiérarchiser les PPP les plus à risque pour les oiseaux parmi plus de 200 SA utilisées en Grande-Bretagne. Son principal intérêt est d'être immédiatement opérationnelle si les données nécessaires sont disponibles. Cependant, elle souffre entre autres d'un manque de prise en compte de la temporalité des traitements, des caractéristiques physico-chimiques contrôlant le devenir des molécules, des voies d'exposition et de l'exposition elle-même, des effets toxiques non létaux et des effets indirects. Des travaux pilotés par l'ANSES sont en cours en France pour la raffiner et l'adapter à la situation nationale. La hiérarchisation qui en résulte ne peut donc être utilisée qu'en première approche pour orienter la stratégie de PPV à court terme. A moyen terme, des modèles de simulation individu-centré et spatialement explicite (correspondant à ceux évoqués dans la perspective 4) adaptés à différents contextes et pratiques agricoles, différentes espèces et intégrant les itinéraires techniques pourront aider à hiérarchiser et gérer le risque posé par les SA et leur mélange.
- L'identification des molécules prioritaires *a posteriori* complète et valide ou non les méthodes *a priori*. Cette approche repose sur une surveillance de terrain à large échelle de la contamination de l'environnement, de celles des organismes et des effets sur les individus et les populations. La stratégie de surveillance de la contamination peut privilégier les SA identifiées *a priori* ou retenir une option sans *a priori* reposant sur des analyses multi-résidus couvrant un large spectre de SA. Le suivi des effets par des indicateurs opérationnels qui restent à définir selon les moyens mobilisables est également à envisager. Il s'agit donc avant tout de compléter la surveillance actuellement menée nationalement dans le cadre de la PPV en intégrant dans les réflexions méthodologiques des aspects géographiques (différence des spécificités agricoles entre territoires) et temporels (surveillance intégrant les itinéraires techniques) et éventuellement, la définition d'espèces sentinelles.

Les approches épidémiologiques corrélant des suivis de populations à large échelle et les intensités de traitements PPP pourront également aider à désigner *a posteriori* les systèmes de production agricoles voire les SA, formulations commerciales ou mélanges les plus à risque pour certains groupes taxonomiques et/ou écologiques.

8 – Mieux caractériser les conséquences des stress multiples sur les individus et les populations

Depuis plusieurs dizaines d'années, l'environnement et les écosystèmes subissent une combinaison de modifications de différentes natures, principalement d'origine anthropique, qu'on regroupe sous le terme de changement global. Que ces changements résultent directement de l'activité agricole ou non, ils sont susceptibles d'interagir de façon complexe pour modifier la structure et le fonctionnement des systèmes biologiques et écologiques. Les modifications associées concernent le climat, les paysages et les habitats, les interactions entre espèces (introduction d'espèces invasives, pathogènes) ou encore la composition physique et chimique de l'environnement. A l'image des démarches d'épidémiologie en santé humaine, nous recommandons de développer des approches holistiques à long terme pour appréhender les conséquences des stress multiples sur la santé des individus, la dynamique des populations et le fonctionnement des communautés et des écosystèmes. Les relations entre changement climatique (CC) et impacts écotoxicologiques pourraient être testées *via* des modèles intégrant l'influence du CC sur l'évolution des systèmes de production dans les territoires (mutation des spécialisations régionales), les usages de PPP associés, la distribution et la phénologie des espèces et les modifications des communautés.

9 - Mesurer directement les effets des PPP sur les fonctions écologiques associées aux vertébrés terrestres, le fonctionnement des écosystèmes et les services écosystémiques

Comme mentionné précédemment, ces effets sont rarement mesurés directement dans les études de terrain ou en conditions contrôlées. Si la faune sauvage est considérée de manière centrale en ERA pré- et post-homologation, les réponses considérées sont d'ordre individuel voire populationnel mais ne prennent pas en compte explicitement l'influence des PPP ni sur les fonctions écologiques des organismes, ni sur le rôle de la biodiversité dans la réalisation et le maintien des fonctions, ni sur le rôle de la biodiversité dans les (dys)services fournis par la faune sauvage en dehors de services culturels. Acquérir des connaissances et développer des outils de quantification des effets des PPP sur les fonctions écologiques et services rendus par la faune sauvage semble donc un enjeu de recherche fondamental pour comprendre les effets des PPP sur le fonctionnement des écosystèmes tout autant qu'un enjeu essentiel pour prévenir et gérer les effets non intentionnels des PPP.

D'un point de vue conceptuel, les fonctions écologiques et (dys)services associés qui sont assurés par les espèces/groupes fonctionnels d'espèces de la faune sauvage peuvent dès maintenant être identifiés à partir de la littérature scientifique disponible. Afin d'apporter des éléments moins spéculatifs qu'actuellement, un enjeu de court terme réside dans la définition d'indicateurs opérationnels permettant de quantifier ces fonctions/(dys)services et dans leur implémentation dans les futurs dispositifs de suivis des effets des PPP sur les systèmes biologiques et écologiques.

Pour atteindre cet objectif de compréhension et de quantification des effets des PPP sur les fonctions et sur les services associés à la faune sauvage, différentes pistes sont à souligner en complément et en écho à la partie précédente dédiées aux facteurs spatiaux et échelles paysagères (perspective 4). Il s'agirait de développer les connaissances sur l'impact des PPP sur les fonctions et les services assurés par la faune sauvage dans les différents habitats de la mosaïque agricole. Étudier les liens entre l'usage de PPP et les fonctions et (dys)services à l'échelle de la mosaïque paysagère permettrait de détecter les réponses des organismes non seulement dans les parcelles cultivées mais aussi dans les autres habitats où d'autres fonctions et services peuvent intervenir. Ceci serait crucial pour considérer l'ensemble des fonctions et des étendues auxquelles elles interviennent, mais aussi pour tenir compte d'éventuels compromis ou synergies entre fonctions et/ou services.

Vis-à-vis des objectifs de gestion, il serait essentiel d'associer les mesures sur l'usage de PPP à des mesures sur l'aménagement du paysage afin que les fonctions puissent être maintenues aux échelles spatiales où elles s'expriment. De plus, la littérature met en lumière l'importance du paysage vis-à-vis du fonctionnement écologique

des communautés. Ceci amène à considérer la gestion du paysage et des infrastructures agro-écologiques parmi les leviers d'action permettant de (i) maintenir les fonctions et les services assurés par la faune sauvage à l'échelle des exploitations et des territoires, (ii) limiter l'occurrence de dys-services pour limiter le besoin de recourir aux PPP (par ex. pullulations de campagnols), et *in fine* (iii) considérer la gestion du paysage et des infrastructures agro-écologiques parmi les leviers d'action permettant de favoriser les services écosystémiques servant à l'agriculture pour limiter le besoin de recourir aux PPP (par ex. régulations biologiques) afin d'assurer les conditions nécessaires à la bonne santé et à la conservation de la faune sauvage.

Annexe

Tableau 9-A1. Implication des vertébrés terrestres dans les fonctions écologiques.

Fonction écologique	Description ou Processus impliqué	Cas ou Exemple
Régulation biologique : régulation des ravageurs et régulation à travers des cascades trophiques	Consommation / prédation de divers types de ravageurs des cultures et graines (arthropodes, micro-mammifères, graines adventices) dans de nombreux agrosystèmes différents (grandes cultures, prairies et milieux pastoraux…)	Les passereaux, micromammifères et chiroptères en grandes cultures (céréales, vignobles, arboriculture, maraîchage, y compris hors zones tempérées) ou polycultures élevages consomment des arthropodes ravageurs ou graines d'adventices (Mantyla *et al.*, 2011 ; Whelan *et al.*, 2015; Boesing *et al.*, 2017 ; Harris *et al.*, 2020 ; Diaz-Siefer *et al.*, 2022). Les rapaces et mésoprédateurs consomment des micromammifères ravageurs (ex campagnol terrestre) en milieux herbagers mais aussi en grandes cultures (Sieg, 1987 ; Whelan *et al.*, 2008 ; Letourneau *et al.*, 2009 ; Finke et Snyder, 2010 ; Delibes-Mateos *et al.*, 2011 ; Kunz *et al.*, 2011 ; Donazar *et al.*, 2016 ; Şekercioğlu *et al.*, 2016 ; Cancio *et al.*, 2017; Gaston *et al.*, 2018 ; Williams *et al.*, 2018 ; Garcia *et al.*, 2020) Exemples de cascades trophiques impliquant des mammifères prédateurs dont des prédateurs clés (Roemer *et al.*, 2009)
Fonctionnement des agro-écosystèmes: ravageurs de culture et forêt	Certaines espèces par leurs impacts sur les agrosystèmes sont considérées comme des pestes agricoles	Par exemple en Europe : campagnol terrestre, campagnol des champs, campagnol provençal. Corvidés, pigeons, passereaux, et ongulés (sangliers, cerfs) (Şekercioğlu *et al.*, 2016; Gaston *et al.*, 2018 ; Garcia *et al.*, 2020 ; Mauri *et al.*, 2020)
Régulation de la transmission des maladies vectorielles et parasitaires	Vertébrés insectivores	Amphibiens et insectes (moustiques…), oiseaux, chiroptères consomment de nombreuses espèces d'insectes vecteurs de pathogènes (Zhang *et al.*, 2007; Green et Elmberg, 2014 ; Hocking et Babbitt, 2014)
Transmission de parasites et pathogènes	Porteurs directs ou vecteurs indirects de maladies transmissibles à l'homme ou à la faune domestique. La biodiversité des communautés de vecteurs et de prédateurs et l'abondance des populations peuvent jouer un rôle d'amplification ou inversement de dilution des transmissions de pathogènes y compris pathogènes responsable de maladies zoonotiques	Leptospirose (rongeurs), échinococcose alvéolaire (rongeurs et canidés), rage (carnivores), maladie de Lyme (mammifères), Fièvre hémorragique à syndrome rénal (rongeurs), peste (rongeurs), grippe a*via*ire (oiseaux), peste porcine (sanglier)… Petits mammifères et oiseaux porteurs/vecteurs et mammifères prédateurs participent à la modulation de la transmission (Keesing *et al.*, 2010; Hofmeester *et al.*, 2017 ; Baudrot *et al.*, 2020) (ex : Borréliose de Lyme, Echinococcose alvéolaire)
Épuration du milieu	Contribution à l'autoépuration des milieux et limitation de la diffusion de maladie *via* la consommation des cadavres. Stimulation de la décomposition et réduction de la production de méthane, épuration des décharges et boues d'épuration	Rapaces et autres oiseaux charognards, et certains mésoprédateurs (Whelan *et al.*, 2008 ; Finke et Snyder, 2010 ; DeVault *et al.*, 2016 ; Donazar *et al.*, 2016 ; Şekercioğlu *et al.*, 2016 ; Gaston *et al.*, 2018 ; Williams *et al.*, 2018) Canards et cygnes, oiseaux d'eau et charognards opportunistes (Whelan *et al.*, 2008; Green et Elmberg, 2014)
Ressources alimentaires et facilitation	Ressources : certains groupes constituent les proies principales d'espèces carnivores dont certaines à enjeux de conservation, ressources définissant les relations bottom-up et réponse numérique des prédateurs dans certains écosystèmes. Facilitation : les activités permettent ou facilitent l'accès à des ressources alimentaires pour d'autres espèces. à Interrelations mutualistes	Rongeurs/lagomorphes (Sieg, 1987; Delibes-Mateos *et al.*, 2011) Certains oiseaux permettent l'accès à des sources d'alimentation pour d'autres espèces par exemple grâce aux interactions « beaters – followers » (« rabatteur – suiveur ») ou *via* leurs activités de nourrissage (exemple : puits de sève) Oiseaux (échassiers, rapaces, martin-pêcheur, picidés, ictéridés, drongos, pics) (Whelan *et al.*, 2008)
Structuration des communautés et biodiversité	Biodiversité : augmentation des richesses spécifiques en vertébrés. Biodiversité : augmentation des richesses spécifiques en invertébrés et plantes. Limite le développement d'autres charognards facultatifs opportunistes (ex. rats, chiens errants)	Tous vertébrés, espèces menacées Rongeurs/lagomorphes (Delibes-Mateos *et al.*, 2011) Prédateurs, amphibiens, charognard (Whelan *et al.*, 2008; Finke et Snyder, 2010 ; Hocking et Babbitt, 2014 ; DeVault *et al.*, 2016)

Dynamique des communautés végétale	Stimulation de la croissance et la biomasse des plantes Effet contrasté sur la production primaire : effet positif, neutre ou négatif Influence sur la structuration, la dynamique et la trajectoire des communautés végétales : par effet direct (herbivorie) et effet indirect *via* la prédation d'espèces herbivores	Rongeurs/lagomorphes et oiseaux (exemple : oies) (Sieg, 1987 ; Martin, 2003 ; Whelan *et al.*, 2008; Delibes-Mateos *et al.*, 2011 ; Green et Elmberg, 2014) Grands herbivores (Forbes *et al.*, 2019) Prédateurs (Whelan *et al.*, 2008; Finke et Snyder, 2010)
Dispersion des propagules végétales et animales	Dispersion des propagules (consommation de fruits puis défécation graines, dissimulation pour réserves alimentaires, chorie sur le poil/plumage) Amélioration du succès de germination et la production végétale --> Inter-relations mutualistes	Chiroptères tropicaux (Kunz *et al.*, 2011) Rongeurs/lagomorphes (Sieg, 1987; Martin, 2003 ; Delibes-Mateos *et al.*, 2011), et grands herbivores (Forbes *et al.*, 2019) Canidés (Cancio *et al.*, 2017) Oiseaux : corvidés, passereaux, oiseaux d'eau (Whelan *et al.*, 2008; Green et Elmberg, 2014 ; Şekercioğlu *et al.*, 2016 ; Gaston *et al.*, 2018)
Pollinisation	Pollinisation	Chiroptères tropicaux (Kunz *et al.*, 2011) et oiseaux (Whelan *et al.*, 2008; Şekercioğlu *et al.*, 2016)
Dynamiques et structuration des habitats et micro-habitats	Espèces ingénieures : galeries dans les sols, barrages sur les cours d'eau, créations de cavités dans les arbres, création de galeries dans les et les berges/talus, fabrication de nids, etc.	Rongeurs/lagomorphes, insectivores comme les taupes pour les micro-habitats « sols » (Sieg, 1987; Martin, 2003 ; Delibes-Mateos *et al.*, 2011) Par exemple Lapin de Garenne et dynamique des massifs dunaires, garennes comme refuge d'autres espèces (ex. PNA lézard ocellé, Tadorne de Belon), ou encore castor et dynamiques fluviales. Oiseaux nidicoles : l'activité de construction de nid par les oiseaux en fait des « espèces-ingénieures » : les nids représentent diverses ressources en particulier de micro-habitat pour d'autres organismes (création de cavités et galeries, nids en coupe ou en dôme avec des matériaux permettant la thermorégulation) (Whelan *et al.*, 2008)
Modification des caractéristiques de sols	Augmente l'humidité et la perméabilité des sols, limite l'érosion	Rongeurs/lagomorphes (Sieg, 1987; Martin, 2003 ; Delibes-Mateos *et al.*, 2011)
Cycle des nutriments	Favorisation du cycle des nutriments, augmentation de l'azote disponible, augmentation du phosphore. Accélération ou ralentissement du cycle des nutriments – translocation de nutriments *via* les déplacements à échelle locale (entre habitats dans la mosaïque paysagère) et à large échelle (migrations, agrégation en colonie pour la reproduction)	Rongeurs/lagomorphes (Delibes-Mateos *et al.*, 2011), amphibiens, grands herbivores, oiseaux (exemples : corvidés, oies, manchots, cormorans, albatros) (Whelan *et al.*, 2008; Green et Elmberg, 2014 ; Gaston *et al.*, 2018 ; Forbes *et al.*, 2019)
Cycle de l'eau	Augmentation de l'humidité et de la perméabilité des sols, limitation de l'érosion, limitation de l'envasement par les espèces ingénieures en particulier (galeries, barrages…) Espèces ingénieures : bioturbation, export de nutriments, création de microhabitats en bordure de zones humides	Rongeurs/lagomorphes/Amphibiens (Hocking et Babbitt, 2014; Chagnon *et al.*, 2015) Oiseaux d'eau (Green et Elmberg, 2014)
Tamponner les impacts du changement climatique	Régulation d'espèces herbivores Structuration des communautés (régulations top-down et bottom-up) et interactions trophiques dans les communautés	Loups gris, divers top-prédateurs (Sala, 2006; Finke et Snyder, 2010)
Résistance/résilience des écosystèmes	Résistance des écosystèmes aux plantes invasives, favorisation de la résilience de certains écosystèmes aux feux « Early warning » espèces « sentinelles » pour des alertes précoces de changement d'état du fonctionnement des écosystèmes	Grands herbivores (Forbes *et al.*, 2019) Oiseaux (Green et Elmberg, 2014; Donazar *et al.*, 2016)

Références bibliographiques

Abu Zeid, E.H.; Alam, R.T.M.; Ali, S.A.; Hendawi, M.Y., 2019. Dose-related impacts of imidacloprid oral intoxication on brain and liver of rock pigeon (Columba livia domestica), residues analysis in different organs. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 167: 60-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.121

Acevedo-Whitehouse, K.; Duffus, A.L.J., 2009. Effects of environmental change on wildlife health. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 364 (1534): 3429-3438. https://dx.doi.org/10.1098/rstb.2009.0128

Afonso, E.; Tournant, P.; Foltete, J.C.; Giraudoux, P.; Baurand, P.E.; Roue, S.; Canella, V.; Vey, D.; Scheifler, R., 2016. Is the lesser horseshoe bat (Rhinolophus hipposideros) exposed to causes that may have contributed to its decline? A non-invasive approach. *Global Ecology and Conservation*, 8: 123-137. http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.002

Alarcon, P.A.E.; Lambertucci, S.A., 2018. Pesticides thwart condor conservation. *Science*, 360 (6389): 612-612. http://dx.doi.org/10.1126/science.aat6039

Albers, P.H.; Klein, P.N.; Green, D.E.; Melancon, M.J.; Bradley, B.P.; Noguchi, G., 2006. Chlorfenapyr and mallard ducks: Overview, study design, macroscopic effects, and analytical chemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (2): 438-445. http://dx.doi.org/10.1897/05-004r.1

Alexander, G.J.; Horne, D.; Hanrahan, S.A., 2002. An evaluation of the effects of deltamethrin on two non-target lizard species in the Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 50 (1): 121-133. http://dx.doi.org/10.1006/jare.2001.0848

Alharbi, H.A.; Letcher, R.J.; Mineau, P.; Chen, D.; Chu, S.G., 2016. Organophosphate pesticide method development and presence of chlorpyrifos in the feet of nearctic-neotropical migratory songbirds from Canada that over-winter in Central America agricultural areas. *Chemosphere*, 144: 827-835. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.09.052

Amaral, M.J.; Bicho, R.C.; Carretero, M.A.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Faustino, A.M.R.; Soares, A.; Mann, R.M., 2012b. The usefulness of mesocosms for ecotoxicity testing with lacertid lizards. *Acta Herpetologica*, 7 (2): 263-280. http://dx.doi.org/10.13128/ACTA_HERPETOL-10921

Amaral, M.J.; Bicho, R.C.; Carretero, M.A.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Faustino, A.M.R.; Soares, A.; Mann, R.M., 2012d. The use of a lacertid lizard as a model for reptile ecotoxicology studies: Part 2-Biomarkers of exposure and toxicity among pesticide exposed lizards. *Chemosphere*, 87 (7): 765-774. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.01.048

Amaral, M.J.; Carretero, M.A.; Bicho, R.C.; Soares, A.; Mann, R.M., 2012a. The use of a lacertid lizard as a model for reptile ecotoxicology studies - Part 1 Field demographics and morphology. *Chemosphere*, 87 (7): 757-764. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.075

Amaral, M.J.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Bicho, R.C.; Carretero, M.A.; Valente, R.; Faustino, A.M.R.; Soares, A.; Mann, R.M., 2012b. Biomarkers of exposure and effect in a lacertid lizard (Podarcis bocagei Seoane) exposed to chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (10): 2345-2353. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1955

Ankley, G.T.; Edwards, S.W., 2018. The adverse outcome pathway: A multifaceted framework supporting 21st century toxicology. *Current Opinion in Toxicology*, 9: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cotox.2018.03.004

ANSES, 2011. *Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à une demande d'extension d'usage majeur de la préparation GAUCHO 350 à base d'imidaclopride, de la société Bayer SAS.* Paris: ANSES, (Anses – dossier n° 2010-0328 –GAUCHO 350AMM n° 9200091), 25 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/phyto/evaluations/DPR2010ha0328.pdf

ANSES, 2018. Risques et bénéfices relatifs des alternatives aux produits phytopharmaceutiques comportant des néonicotinoïdes. Tome 2 – Rapport sur les indicateurs de risque. Saisine n° 2016-SA-0057. . https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2016SA0057Ra-Tome2.pdf

Aramjoo, H.; Farkhondeh, T.; Aschner, M.; Naseri, K.; Mehrpour, O.; Sadighara, P.; Roshanravan, B.; Samarghandian, S., 2021. The association between diazinon exposure and dyslipidemia occurrence: a systematic and meta-analysis study. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (4): 3994-4006. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-11363-1

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p.

Avery, M.L.; Decker, D.G.; Fischer, D.L., 1994. Cage and flight pen evaluation of avian repellency and hazard associated with imidacloprid-treated rice seed. *Crop Protection*, 13 (7): 535-540. http://dx.doi.org/10.1016/0261-2194(94)90107-4

Avery, M.L.; Humphrey, J.S.; Decker, D.G., 1997. Feeding deterrence of anthraquinone, anthracene, and anthrone to rice-eating birds. *Journal of Wildlife Management*, 61 (4): 1359-1365. http://dx.doi.org/10.2307/3802138

Badry, A.; Schenke, D.; Treu, G.; Krone, O., 2021. Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research*, 193: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602

Bain, D.; Buttemer, W.A.; Astheimer, L.; Fildes, K.; Hooper, M.J., 2004. Effects of sublethal fenitrothion ingestion on cholinesterase inhibition, standard metabolism, thermal preference, and prey-capture ability in the Australian central bearded dragon (Pogona vitticeps, Agamidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (1): 109-116. http://dx.doi.org/10.1897/02-555

Bang, J.H.; Ku, H.O.; Kang, H.G.; Kim, H.; Kim, S.; Park, S.W.; Kim, Y.S.; Jang, I.; Bae, Y.C.; Woo, G.H.; Yi, H., 2019. Acetylcholinesterase activity in the brain of wild birds in Korea-2014 to 2016. *Journal of Veterinary Science*, 20 (2). http://dx.doi.org/10.4142/jvs.2019.20.e9

Barre, K.; Le Viol, I.; Julliard, R.; Chiron, F.; Kerbiriou, C., 2018. Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats. *Ecology and Evolution*, 8 (3): 1496-1506. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.3688

Basso, A.; Attademo, A.M.; Lajmanovich, R.C.; Peltzer, P.M.; Junges, C.; Cabagna, M.C.; Fiorenza, G.S.; Sanchez-Hernandez, J.C., 2012. Plasma esterases in the tegu lizard Tupinambis merianae (Reptilia, Teiidae): impact of developmental stage, sex, and organophosphorus in vitro exposure. *Environmental Science and Pollution Research*, 19 (1): 214-225. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-011-0549-6

Baudrot, V.; Fernandez-de-Simon, J.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Giraudoux, P.; Lambin, X., 2020. Trophic transfer of pesticides: The fine line between predator-prey regulation and pesticide-pest regulation. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 806-818. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13578

Bayat, S.; Geiser, F.; Kristiansen, P.; Wilson, S.C., 2014. Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environment International*, 63: 40-52. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009

Bean, T.G.; Gross, M.S.; Karouna-Renier, N.K.; Henry, P.F.P.; Schultz, S.L.; Hladik, M.L.; Kuivila, K.M.; Rattner, B.A., 2019. Toxicokinetics of Imidacloprid-Coated Wheat Seeds in Japanese Quail (Coturnix japonica) and an Evaluation of Hazard. *Environmental Science & Technology*, 53 (7): 3888-3897. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b07062

Belden, J.B.; McMurry, S.T.; Maul, J.D.; Brain, R.A.; Ghebremichael, L.T., 2018. Relative Abundance Trends of Bird Populations in High Intensity Croplands in the Central United States. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (6): 692-702. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4083

Bengtsson, J.; Ahnstrom, J.; Weibull, A.C., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42 (2): 261-269. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x

Benton, T.G.; Vickery, J.A.; Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology & Evolution*, 18 (4): 182-188. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(03)00011-9

Berger, G.; Graef, F.; Pfeffer, H., 2013. Glyphosate applications on arable fields considerably coincide with migrating amphibians. *Scientific Reports*, 3. http://dx.doi.org/10.1038/srep02622

Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 30 (2): 93-100. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2885.2007.00836.x

Berny, P.; Gaillet, J.R., 2008. Acute poisoning of Red Kites (Milvus milvus) in France: Data from the SAGIR network. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (2): 417-426. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417

Berny, P.; Vilagines, L.; Cugnasse, J.M.; Mastain, O.; Chollet, J.Y.; Joncour, G.; Razin, M., 2015. VIGILANCE POISON: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118: 71-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.003

Berny, P.J.; Buronfosse, R.; Videmann, B.; Buronfosse, T., 1999. Evaluation of the toxicity of imidacloprid in wild birds. A new high performance thin layer chromatography (HPTLC) method for the analysis of liver and crop samples in suspected poisoning cases. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies*, 22 (10): 1547-1559. http://dx.doi.org/10.1081/jlc-100101750

Beronius, A.; Zilliacus, J.; Hanberg, A.; Luijten, M.; van der Voet, H.; van Klaveren, J., 2020. Methodology for health risk assessment of combined exposures to multiple chemicals. *Food and Chemical Toxicology*, 143: 9. https://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2020.111520

Bertrand, C.; Zagatti, P.; Bonthoux, S.; Daniele, G.; Lafay, F.; Vulliet, E.; Bretagnolles, V.; Fritsch, C.; Pelosi, C., 2018. Assessing the impact of farming practices and landscape heterogeneity on ground beetles' exposure to pesticides. *International Conference on Ecological Sciences (Sfécologie 2018)*.

Betts, M.G.; Verschuyl, J.; Giovanini, J.; Stokely, T.; Kroll, A.J., 2013. Initial experimental effects of intensive forest management on avian abundance. *Forest Ecology and Management*, 310: 1036-1044. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.022

Bicho, R.C.; Amaral, M.J.; Faustino, A.M.R.; Power, D.M.; Rema, A.; Carretero, M.A.; Soares, A.; Mann, R.M., 2013. Thyroid disruption in the lizard Podarcis bocagei exposed to a mixture of herbicides: a field study. *Ecotoxicology*, 22 (1): 156-165. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1012-2

Bildfell, R.J.; Rumbeiha, W.K.; Schuler, K.L.; Meteyer, C.U.; Wolff, P.L.; Gillin, C.M., 2013. A review of episodes of zinc phosphide toxicosis in wild geese (Branta spp.) in Oregon (2004-2011). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 25 (1): 162-167. http://dx.doi.org/10.1177/1040638712472499

Bishop, C.A.; Collins, B.; Mineau, P.; Burgess, N.M.; Read, W.F.; Risley, C., 2000. Reproduction of cavity-nesting birds in pesticide-sprayed apple orchards in southern Ontario, Canada, 1988-1994. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (3): 588-599. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190310

Bishop, C.A.; Moran, A.J.; Toshack, M.C.; Elle, E.; Maisonneuve, F.; Elliott, J.E., 2018. Hummingbirds and bumble bees exposed to neonicotinoid and organophosphate insecticides in the Fraser Valley, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (8): 2143-2152. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4174

Bishop, C.A.; Woundneh, M.B.; Maisonneuve, F.; Common, J.; Elliott, J.E.; Moran, A.J., 2020. Determination of neonicotinoids and butenolide residues in avian and insect pollinators and their ambient environment in Western Canada (2017,2018). *Science of the Total Environment*, 737. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139386

Blaustein, A.R.; Romansic, J.M.; Kiesecker, J.M.; Hatch, A.C., 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9 (2): 123-140. http://dx.doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00015.x

Boatman, N.D.; Brickle, N.W.; Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Morris, A.J.; Murray, A.W.A.; Murray, K.A.; Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146: 131-143. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Boesing, A.L.; Nichols, E.; Metzger, J.P., 2017. Effects of landscape structure on avian-mediated insect pest control services: a review. *Landscape Ecology*, 32 (5): 931-944. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-017-0503-1

Boggs, A.S.P.; Botteri, N.L.; Hamlin, H.J.; Guillette, L.J., 2011. Endocrine Disruption of Reproduction in Reptiles. In: Norris, D.O.; Lopez, K.H., eds. *Hormones and Reproduction of Vertebrates, Vol 3: Reptiles*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc, 373-396. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374930-7.10014-7

Bonneris, E.; Gao, Z.L.; Prosser, A.; Barfknecht, R., 2019. Selecting appropriate focal species for assessing the risk to birds from newly drilled pesticide-treated winter cereal fields in France. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (3): 422-436. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4112

Boone, W.W.; McCleery, R.A.; Reichert, B.E., 2017. Fox squirrel response to forest restoration treatments in longleaf pine. *Journal of Mammalogy*, 98 (6): 1594-1603. http://dx.doi.org/10.1093/jmammal/gyx110

Borg, C.; Toft, S., 2000. Importance of insect prey quality for grey partridge chicks Perdix perdix: a self-selection experiment. *Journal of Applied Ecology*, 37 (4): 557-563. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00510.x

Botias, C.; David, A.; Hill, E.M.; Goulson, D., 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Science of the Total Environment*, 566: 269-278. https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.065

Bouvier, J.C.; Boivin, T.; Charmantier, A.; Lambrechts, M.; Lavigne, C., 2016. More daughters in a less favourable world: Breeding in intensively-managed orchards affects tertiary sex-ratio in the great tit. *Basic and Applied Ecology*, 17 (7): 638-647. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.003

Bowler, D.E.; Heldbjerg, H.; Fox, A.D.; de Jong, M.; Bohning-Gaese, K., 2019. Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33 (5): 1120-1130. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13307

Brain, R.A.; Anderson, J.C., 2019. The agro-enabled urban revolution, pesticides, politics, and popular culture: a case study of land use, birds, and insecticides in the USA. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (21): 21717-21735. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-05305-9

Brasel, J.M.; Collier, A.C.; Pritsos, C.A., 2007. Differential toxic effects of carbofuran and diazinon on time of flight in pigeons (Columba livia): Potential for pesticide effects on migration. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 219 (2-3): 241-246. http://dx.doi.org/10.1016/j.taap.2006.11.028

Brickle, N.W.; Harper, D.G.C.; Aebischer, N.J.; Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings Miliaria calandra. *Journal of Applied Ecology*, 37 (5): 742-755. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x

Bright, J.A.; Morris, A.J.; Winspear, R., 2008. *A review of indirect effects of pesticides on birds and mitigating land-management practices* RSPB Research Report n°28, RSPB.

Bro, E.; Decors, A.; Millot, F.; Soyez, D.; Moinet, M.; Berny, P.; Mastain, O., 2010. Intoxications des perdrix grises en nature. Nouveau bilan de la surveillance SAGIR. *Faune sauvage*, 289: 26-32.

Bro, E.; Devillers, J.; Millot, F.; Decors, A., 2016. Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (10): 9559-9573. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6093-7

Bro, E.; Millot, F.; Decors, A.; Devillers, J., 2015. Quantification of potential exposure of gray partridge (Perdix perdix) to pesticide active substances in farmlands. *Science of the Total Environment*, 521: 315-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.073

Brodeur, J.C.; Damonte, M.J.; Rojas, D.E.; Cristos, D.; Vargas, C.; Poliserpi, M.B.; Andriulo, A.E., 2022. Concentration of current-use pesticides in frogs from the Pampa region and correlation of a mixture toxicity index with biological effects. *Environmental Research*, 204: 11. https://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.112354

Brodier, S.; Augiron, S.; Cornulier, T.; Bretagnolle, V., 2014. Local improvement of skylark and corn bunting population trends on intensive arable landscape: a case study of the conservation tool Natura 2000. *Animal Conservation*, 17 (3): 204-216. http://dx.doi.org/10.1111/acv.12077

Bruhl, C.A.; Bakanov, N.; Kothe, S.; Eichler, L.; Sorg, M.; Horren, T.; Muhlethaler, R.; Meinel, G.; Lehmann, G.U.C., 2021. Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. *Scientific Reports*, 11 (1): 10. https://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-03366-w

Bruhl, C.A.; Schmidt, T.; Pieper, S.; Alscher, A., 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports*, 3. http://dx.doi.org/10.1038/srep01135

Bruhl, C.A.; Zaller, J.G., 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Buchweitz, J.P.; Viner, T.C.; Lehner, A.F., 2019. Qualitative identification of imidacloprid in postmortem animal tissue by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 29 (7): 511-517. http://dx.doi.org/10.1080/15376516.2019.1616344

Burella, P.M.; Odetti, L.M.; Simoniello, M.F.; Poletta, G.L., 2018. Oxidative damage and antioxidant defense in Caiman latirostris (Broad-snouted caiman) exposed in ovo to pesticide formulations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 161: 437-443. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.06.006

Burella, P.M.; Simoniello, M.F.; Poletta, G.L., 2017. Evaluation of Stage-Dependent Genotoxic Effect of Roundup(A (R)) (Glyphosate) on Caiman latirostris Embryos. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 72 (1): 50-57. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-016-0311-7

Burns, F.; Eaton, M.A.; Barlow, K.E.; Beckmann, B.C.; Brereton, T.; Brooks, D.R.; Brown, P.M.J.; Al Fulaij, N.; Gent, T.; Henderson, I.; Noble, D.G.; Parsons, M.; Powney, G.D.; Roy, H.E.; Stroh, P.; Walker, K.; Wilkinson, J.W.; Wotton, S.R.; Gregory, R.D., 2016. Agricultural Management and Climatic Change Are the Major Drivers of Biodiversity Change in the UK. *Plos One*, 11 (3): 18. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0151595

Butler, S.J.; Mattison, E.H.A.; Glithero, N.J.; Robinson, L.J.; Atkinson, P.W.; Gillings, S.; Vickery, J.A.; Norris, K., 2010. Resource availability and the persistence of seed-eating bird populations in agricultural landscapes : a mechanistic modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, 47 (1): 67-75. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x

Byholm, P.; Makelainen, S.; Santangeli, A.; Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (Pernis apivorus). *Science of the Total Environment*, 639: 929-933. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185

Cancio, I.; Gonzalez-Robles, A.; Bastida, J.M.; Isla, J.; Manzaneda, A.J.; Salido, T.; Rey, P.J., 2017. Landscape degradation affects red fox (Vulpes vulpes) diet and its ecosystem services in the threatened Ziziphus lotus scrubland habitats of semiarid Spain. *Journal of Arid Environments*, 145: 24-34. http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2017.05.004

Cardone, A., 2015. Imidacloprid induces morphological and molecular damages on testis of lizard (Podarcis sicula). *Ecotoxicology*, 24 (1): 94-105. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1361-0

Carpenter, J.K.; Monks, J.M.; Nelson, N., 2016. The effect of two glyphosate formulations on a small, diurnal lizard (Oligosoma polychroma). *Ecotoxicology*, 25 (3): 548-554. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1613-2

Carson, R., 1962. *Silent spring*. Boston, MA: Houghton Mifflin.

Chagnon, M.; Kreutzweiser, D.; Mitchell, E.A.; Mitchell, E.A.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Noome, D.A.; Van der Sluijs, J.P.; Van der Sluijs, J.P., 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 119-134. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3277-x

Chamberlain, D.E.; Joys, A.; Johnson, P.J.; Norton, L.; Feber, R.E.; Fuller, R.J., 2010. Does organic farming benefit farmland birds in winter? *Biology Letters*, 6 (1): 82-84. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2009.0643

Chang, J.; Hao, W.Y.; Xu, Y.Y.; Xu, P.; Li, W.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2018a. Stereoselective degradation and thyroid endocrine disruption of lambda-cyhalothrin in lizards (Eremias argus) following oral exposure. *Environmental Pollution*, 232: 300-309. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.072

Chang, J.; Li, J.T.; Hao, W.Y.; Wang, H.L.; Li, W.; Guo, B.Y.; Li, J.Z.; Wang, Y.H.; Xu, P., 2018b. The body burden and thyroid disruption in lizards (Eremias argus) living in benzoylurea pesticides-contaminated soil. *Journal of Hazardous Materials*, 347: 218-226. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.01.005

Chang, J.; Li, W.; Xu, P.; Guo, B.Y.; Wang, H.L., 2019. Dose-dependent effects of flufenoxuron on thyroid system of mature female lizards (Eremias argus) and their offspring. *Science of the Total Environment*, 654: 714-719. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.167

Chen, L.; Diao, J.L.; Zhang, W.J.; Zhang, L.Y.; Wang, Z.K.; Li, Y.; Deng, Y.; Zhou, Z.Q., 2019a. Effects of beta-cypermethrin and myclobutanil on some enzymes and changes of biomarkers between internal tissues and saliva in reptiles (Eremias argus). *Chemosphere*, 216: 69-74. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.099

Chen, L.; Li, R.T.; Diao, J.L.; Tian, Z.N.; Di, S.S.; Zhang, W.J.; Cheng, C.; Zhou, Z.Q., 2017. Tissue distribution and toxicity effects of myclobutanil enantiomers in lizards (Eremias argus). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 623-629. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.017

Chen, L.; Wang, D.Z.; Zhang, W.J.; Wang, F.; Zhang, L.Y.; Wang, Z.K.; Li, Y.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2019b. Ecological risk assessment of alpha-cypermethrin-treated food ingestion and reproductive toxicity in reptiles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171: 657-664. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.012

Chen, L.; Xu, P.; Diao, J.L.; Di, S.S.; Li, R.T.; Zhou, Z.Q., 2016. Distribution, Metabolism and Toxic Effects of Beta-Cypermethrin in Lizards (Eremias argus) Following Oral Administration. *Journal of Hazardous Materials*, 306: 87-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2015.11.053

Chiron, F.; Charge, R.; Julliard, R.; Jiguet, F.; Muratet, A., 2014. Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 185: 153-160. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.013

Chiu, K.R.; Warner, G.; Nowak, R.A.; Flaws, J.A.; Mei, W.Y., 2020. The Impact of Environmental Chemicals on the Gut Microbiome. *Toxicological Sciences*, 176 (2): 253-284. http://dx.doi.org/10.1093/toxsci/kfaa065

Chiverton, P.A., 1999. The benefits of unsprayed cereal crop margins to grey partridges Perdix perdix and pheasants Phasianus colchicus in Sweden. *Wildlife Biology*, 5 (2): 83-92. https://dx.doi.org/10.2981/wlb.1999.012

Christin, M.S.; Gendron, A.D.; Brousseau, P.; Menard, L.; Marcogliese, D.J.; Cyr, D.; Ruby, S.; Fournier, M., 2003. Effects of agricultural pesticides on the immune system of Rana pipiens and on its resistance to parasitic infection. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (5): 1127-1133. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220522

Chu, S.G.; Henny, C.J.; Kaiser, J.L.; Drouillard, K.G.; Haffner, G.D.; Letcher, R.J., 2007. Dacthal and chlorophenoxy herbicides and chlorothalonil fungicide ineggs of osprey (Pandion haliaetus) from the Duwamish-Lake Washington-Puget Sound area of Washington state, USA. *Environmental Pollution*, 145 (1): 374-381. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.058

Ciliberti, A.; Martin, S.; Ferrandez, E.; Belluco, S.; Rannou, B.; Dussart, C.; Berny, P.; de Buffrenil, V., 2013. Experimental exposure of juvenile savannah monitors (Varanus exanthematicus) to an environmentally relevant mixture of three contaminants: effects and accumulation in tissues. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (5): 3107-3114. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1230-4

Clements, W.H.; Rohr, J.R., 2009. Community responses to contaminants: using basic ecological principles to predict ecotoxicological effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (9): 1789-1800. https://dx.doi.org/10.1897/09-140.1

Cobb, G.P.; Mellott, R.; Brewer, L.W.; Bens, C.M.; Kendall, R.J., 2000. Diazinon dissipation from vegetation, occurrence in earthworms, and presence in avian gastrointestinal tracts collected from apple orchards following D-z-n((R)) 50W application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (5): 1360-1367. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190519

Coeurdassier, M.; Berny, P.; Couval, G.; Decors, A.; Jacquot, M.; Queffélec, S.; Quintaine, T.; Giraudoux, P., 2014a. Evolution des effets non intentionnels de la lutte chimique contre le campagnol terrestre sur la faune sauvage et domestique. *Fourrages*, (220): 327-335. https://hal.inrae.fr/hal-02631020

Coeurdassier, M.; Poirson, C.; Paul, J.P.; Rieffel, D.; Michelat, D.; Reymond, D.; Legay, P.; Giraudoux, P.; Scheifler, R., 2012. The diet of migrant Red Kites Milvus milvus during a Water Vole Arvicola terrestris outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis*, 154 (1): 136-146. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01193.x

Coeurdassier, M.; Riols, R.; Decors, A.; Mionnet, A.; David, F.; Quintaine, T.; Truchetet, D.; Scheifler, R.; Giraudoux, P., 2014b. Unintentional Wildlife Poisoning and Proposals for Sustainable Management of Rodents. *Conservation Biology*, 28 (2): 315-321. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12230

Coeurdassier, M.; Villers, A.; Augiron, S.; Sage, M.; Couzi, F.X.; Lattard, V.; Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234: 37-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Crane, M.; Hallmark, N.; Lagadic, L.; Ott, K.; Pickford, D.; Preuss, T.; Thompson, H.; Thorbek, P.; Weltje, L.; Wheeler, J.R., 2019. Assessing the population relevance of endocrine-disrupting effects for nontarget vertebrates exposed to plant protection products. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (2): 278-291. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4113

Crisol-Martinez, E.; Moreno-Moyano, L.T.; Wilkinson, N.; Prasai, T.; Brown, P.H.; Moore, R.J.; Stanley, D., 2016. A low dose of an organophosphate insecticide causes dysbiosis and sex-dependent responses in the intestinal microbiota of the Japanese quail (Coturnix japonica). *Peerj*, 4. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2002

Cusaac, J.P.W.; Mimbs, W.H.; Belden, J.B.; Smith, L.M.; McMurry, S.T., 2015. Terrestrial exposure and effects of Headline AMP(A (R)) Fungicide on amphibians. *Ecotoxicology*, 24 (6): 1341-1351. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1509-6

Cusaac, J.P.W.; Mimbs, W.H.; Belden, J.B.; Smith, L.M.; McMurry, S.T., 2017. Factors influencing the toxicity of headline (R) fungicides to terrestrial stage toads. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (10): 2679-2688. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3816

Cusaac, J.P.W.; Morrison, S.A.; Belden, J.B.; Smith, L.M.; McMurry, S.T., 2016. Acute toxicity of Headline (R) fungicide to Blanchard's cricket frogs (Acris blanchardi). *Ecotoxicology*, 25 (3): 447-455. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1602-x

Dalkvist, T.; Sibly, R.M.; Topping, C.J., 2013. Landscape structure mediates the effects of a stressor on field vole populations. *Landscape Ecology*, 28 (10): 1961-1974. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9932-7

Davidson, C.; Shaffer, H.B.; Jennings, M.R., 2001. Declines of the California red-legged frog: Climate, UV-B, habitat, and pesticides hypotheses. *Ecological Applications*, 11 (2): 464-479. http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[0464:dotcrl]2.0.co;2

Davidson, C.; Shaffer, H.B.; Jennings, M.R., 2002. Spatial tests of the pesticide drift, habitat destruction, UV-B, and climate-change hypotheses for California amphibian declines. *Conservation Biology*, 16 (6): 1588-1601. http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01030.x

De Falco, M.; Sciarrillo, R.; Capaldo, A.; Russo, T.; Gay, F.; Valiante, S.; Varano, L.; Laforgia, V., 2007. The effects of the fungicide methyl thiophanate on adrenal gland morphophysiology of the lizard, Podarcis sicula. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 53 (2): 241-248. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-006-0204-2

De Lange, H.J.; Lahr, J.; Van der Pol, J.J.C.; Wessels, Y.; Faber, J.H., 2009. Ecological vulnerability in wildlife: An expert judgment and multicriteria analysis tool using ecological traits to assess relative impact of pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (10): 2233-2240. http://dx.doi.org/10.1897/08-626.1

de Montaigu, C.T.; Goulson, D., 2020. Identifying agricultural pesticides that may pose a risk for birds. *Peerj*, 8. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.9526

de Snoo, G.R.; Luttik, R., 2004. Availability of pesticide-treated seed on arable fields. *Pest Management Science*, 60 (5): 501-506. http://dx.doi.org/10.1002/ps.824

de Snoo, G.R.; Scheidegger, N.M.I.; de Jong, F.M.W., 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pesticide Science*, 55 (1): 47-54. http://dx.doi.org/10.1002/(sici)1096-9063(199901)55:1<47::aid-ps859>3.3.co;2-r

de Solla, S.R.; Martin, P.A., 2011. Absorption of current use pesticides by snapping turtle (Chelydra serpentina) eggs in treated soil. *Chemosphere*, 85 (5): 820-825. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.080

de Solla, S.R.; Palonen, K.E.; Martin, P.A., 2014. Toxicity of pesticides associated with potato production, including soil fumigants, to snapping turtle eggs (Chelydra serpentina). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (1): 102-106. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2393

Dechartres, J.; Pawluski, J.L.; Gueguen, M.M.; Jablaoui, A.; Maguin, E.; Rhimi, M.; Charlier, T.D., 2019. Glyphosate and glyphosate-based herbicide exposure during the peripartum period affects maternal brain plasticity, maternal behaviour and microbiome. *Journal of Neuroendocrinology*, 31 (9). http://dx.doi.org/10.1111/jne.12731

Decors, A.; Moinet, M.; Mastain, O., 2011. SAGIR – bilan 2009–2010. Rapport interne du réseau SAGIR ONCFS-FNC/FDC. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/BILAN2009-2010_versfinale.pdf

Delibes-Mateos, M.; Smith, A.T.; Slobodchikoff, C.N.; Swenson, J.E., 2011. The paradox of keystone species persecuted as pests: A call for the conservation of abundant small mammals in their native range. *Biological Conservation*, 144 (5): 1335-1346. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.012

DeVault, T.; Beasley, J.; Olson, Z.; Moleón, M.; Carrete, M.; Margalida, A.; Sánchez-Zapata, J., 2016. Ecosystem services provided by avian scavengers. InWhy Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services (ÇH Şekercioğlu, DG We nny, and CJ Whelan, Editors). In: Şekercioğlu, C.H.; Wenny, D.G.; Whelan, C.J., eds. *Why Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services*. Chicago, IL, USA: University of Chicago Press, Chapter 8, 235-270.

Dheyongera, G.; Grzebyk, K.; Rudolf, A.M.; Sadowska, E.T.; Koteja, P., 2016. The effect of chlorpyrifos on thermogenic capacity of bank voles selected for increased aerobic exercise metabolism. *Chemosphere*, 149: 383-390. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.12.120

Di Blasio, A.; Bertolini, S.; Gili, M.; Avolio, R.; Leogrande, M.; Ostorero, F.; Ru, G.; Dondo, A.; Zoppi, S., 2020. Local context and environment as risk factors for acute poisoning in animals in northwest Italy. *Science of the Total Environment*, 709. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136016

Diaz-Paniagua, C.; Marco, A.; Fernandez, M.; Hernandez, L.M., 2002. Lead, PCBs and other environmental pollutants on chameleon eggs in southern Spain. *Fresenius Environmental Bulletin*, 11 (9B): 631-635.

Diaz-Siefer, P.; Olmos-Moya, N.; Fonturbel, F.E.; Lavandero, B.; Pozo, R.A.; Celis-Diez, J.L., 2022. Bird-mediated effects of pest control services on crop productivity: a global synthesis. *Journal of Pest Science*, 95 (2): 567-576. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-021-01438-4

Dietzen, C.; Edwards, P.J.; Wolf, C.; Ludwigs, J.D.; Luttik, R., 2014. Focal species of birds in European crops for higher tier pesticide risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 10 (2): 247-259. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1487

Donald, P.F.; Sanderson, F.J.; Burfield, I.J.; van Bommel, F.P.J., 2006. Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990-2000. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116 (3-4): 189-196. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.007

Donazar, J.A.; Cortes-Avizanda, A.; Fargallo, J.A.; Margalida, A.; Moleon, M.; Morales-Reyes, Z.; Moreno-Opo, R.; Perez-Garcia, J.M.; Sanchez-Zapata, J.A.; Zuberogoitia, I.; Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola-International Journal of Ornithology*, 63 (1): 181-234. http://dx.doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8

DuRant, S.E.; Hopkins, W.A.; Talent, L.G., 2007. Impaired terrestrial and arboreal locomotor performance in the western fence lizard (Sceloporus occidentalis) after exposure to an AChE-inhibiting pesticide. *Environmental Pollution*, 149 (1): 18-24. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.025

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Scientific Reports*, 7. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2019. A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science*, 365 (6458): 1177-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw9419

Engell, M.D.; Godwin, J.; Young, L.J.; Vandenbergh, J.G., 2006. Perinatal exposure to endocrine disrupting compounds alters behavior and brain in the female pine vole. *Neurotoxicology and Teratology*, 28 (1): 103-110. http://dx.doi.org/10.1016/j.ntt.2005.10.002

English, S.G.; Sandoval-Herrera, N.I.; Bishop, C.A.; Cartwright, M.; Maisonneuve, F.; Elliott, J.E.; Welch, K.C., 2021. Neonicotinoid pesticides exert metabolic effects on avian pollinators. *Scientific Reports*, 11 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-82470-3

Eraud; al., e., 2010. Chlordecone contamination of the French Island of Martinique: Landbirds are not spared. *20th SETAC Europe, may 2010, Seville*: 2010.

Ertl, H.M.; Mora, M.A.; Boellstorff, D.E.; Brightsmith, D.; Carson, K., 2018. Potential effects of neonicotinoid insecticides on northern bobwhites. *Wildlife Society Bulletin*, 42 (4): 649-655. http://dx.doi.org/10.1002/wsb.921

Espin, S.; Garcia-Fernandez, A.; Herzke, D.; Shore, R.F.; van Hattum, B.; Martinez-Lopez, E.; Coeurdassier, M.; Eulaers, I.; Fritsch, C.; Gomez-Ramirez, P.; Jaspers, V.L.B.; Krone, O.; Duke, G.; Helander, B.; Mateo, R.; Movalli, P.; Sonne, C.; van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors-what types of samples should we use? *Ecotoxicology*, 25 (4): 777-801. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

European Food Safety Authority, 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance imidacloprid. *Efsa Journal*, 6 (7): 148r. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2008.148r

European Food Safety Authority, 2009. Risk Assessment for Birds and Mammals. *Efsa Journal*, 7 (12): 1438. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

Falcone, J.F.; DeWald, L.E., 2010. Comparisons of arthropod and avian assemblages in insecticide-treated and untreated eastern hemlock (Tsuga canadensis L. Carr) stands in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Forest Ecology and Management*, 260 (5): 856-863. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.003

Fanke, J.; Wibbelt, G.; Krone, O., 2011. Mortality factors and diseases in free-ranging eurasian cranes (grus grus) in Germany. *Journal of Wildlife Diseases*, 47 (3): 627-637. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-47.3.627

Farkhondeh, T.; Aschner, M.; Sadeghi, M.; Mehrpour, O.; Naseri, K.; Amirabadizadeh, A.; Roshanravan, B.; Aramjoo, H.; Samarghandian, S., 2021. The effect of diazinon on blood glucose homeostasis: a systematic and meta-analysis study. *Environmental Science and Pollution Research*. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-11364-0

Fernandez-Vizcaino, E.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Fernandez-Tizon, M.; Mateo, R.; Camarero, P.R.; Mougeot, F., 2022. Bird exposure to fungicides through the consumption of treated seeds: A study of wild red-legged partridges in central Spain. *Environmental Pollution*, 292: 10. https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118335

Ferrante, L.; Leonel, A.C.M.; Gaiga, R.; Kaefer, I.L.; Fearnside, P.M., 2019. Local extinction of Scinax caldarum, a treefrog in Brazil's Atlantic forest. *Herpetological Journal*, 29 (4): 294-297. http://dx.doi.org/10.33256/hj29.4.295298

Fildes, K.; Astheimer, L.B.; Story, P.; Buttemer, W.A.; Hooper, M.J., 2006. Cholinesterase response in native birds exposed to fenitrothion during locust control operations in eastern Australia. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (11): 2964-2970. http://dx.doi.org/10.1897/05-585r.1

Filippi-Codaccioni, O.; Clobert, J.; Julliard, R., 2009. Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (1-3): 140-143. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.004

Filippi-Codaccioni, O.; Devictor, V.; Bas, Y.; Clobert, J.; Julliard, R., 2010a. Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 143 (4): 883-890. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2009.12.035

Filippi-Codaccioni, O.; Devictor, V.; Bas, Y.; Julliard, R., 2010b. Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation*, 143 (6): 1493-1500. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.031

Finke, D.L.; Snyder, W.E., 2010. Conserving the benefits of predator biodiversity. *Biological Conservation*, 143 (10): 2260-2269. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.022

Fischer, C.; Gayer, C.; Kurucz, K.; Riesch, F.; Tscharntke, T.; Batary, P., 2018. Ecosystem services and disservices provided by small rodents in arable fields: Effects of local and landscape management. *Journal of Applied Ecology*, 55 (2): 548-558. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13016

Fischer, C.; Thies, C.; Tscharntke, T., 2011. Small mammals in agricultural landscapes: Opposing responses to farming practices and landscape complexity. *Biological Conservation*, 144 (3): 1130-1136. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.032

Fontaine, B.; Moussy, C.; Chiffard Carricaburu, J.; Dupuy, J.; Corolleur, E.; Schmaltz, L.; Lorrillière, R.; Loïs, G.; Gaudard, C., 2020. *Suivi des oiseaux communs en France 1989-2019 :30 ans de suivis participatifs.*: MNHN- Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, LPO BirdLifeFrance - Service Connaissance, Ministère de la Transition écologique et solidaire, 46 p. https://cdnfiles1.biolovision.net/www.faune-france.org/userfiles/FauneFrance/FFAltasEnqutes/OiseauxCommunsbilan2021final.pdf.

Forbes, E.S.; Cushman, J.H.; Burkepile, D.E.; Young, T.P.; Klope, M.; Young, H.S., 2019. Synthesizing the effects of large, wild herbivore exclusion on ecosystem function. *Functional Ecology*, 33 (9): 1597-1610. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.13376

Ford, A.T.; Agerstrand, M.; Brooks, B.W.; Allen, J.; Bertram, M.G.; Brodin, T.; Dang, Z.C.; Duquesne, S.; Sahm, R.; Hoffmann, F.; Hollert, H.; Jacob, S.; Kluver, N.; Lazorchak, J.M.; Ledesma, M.; Melvin, S.D.; Mohr, S.; Padilla, S.; Pyle, G.G.; Scholz, S.; Saaristo, M.; Smit, E.; Steevens, J.A.; van den Berg, S.; Kloas, W.; Wong, B.B.M.; Ziegler, M.; Maack, G., 2021. The Role of Behavioral Ecotoxicology in Environmental Protection. *Environmental Science & Technology*, 55 (9): 5620-5628. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c06493

Fox, A.D., 2004. Has Danish agriculture maintained farmland bird populations? *Journal of Applied Ecology*, 41 (3): 427-439. http://dx.doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00917.x

Freitas, L.M.; Paranaiba, J.; Perez, A.P.S.; Machado, M.R.F.; Lima, F.C., 2020. Toxicity of pesticides in lizards. *Human & Experimental Toxicology*, 39 (5): 596-604. http://dx.doi.org/10.1177/0960327119899980

Fritsch, C.; Coeurdassier, M.; Raoul, F.; Scheifler, R.; Burkart, L.; Hardy, E.M.; Palazzi, P.; Schaeffer, C.; Bretagnolle, V.; Bertrand, C.; Appenzeller, B.; Pelosi, C., 2019. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. *49e Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, 21-24 mai 2019*. Montpellier (France). http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/4087c8959da3be9923f9c1ec367d8e6fd1dde2696dd.pdf

Frixione, M.G.; Rodriguez-Estrella, R., 2020. Genotoxicity in American kestrels in an agricultural landscape in the Baja California peninsula, Mexico. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (36): 45755-45766. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-10392-0

Gabriel, D.; Sait, S.M.; Hodgson, J.A.; Schmutz, U.; Kunin, W.E.; Benton, T.G., 2010. Scale matters: the impact of organic farming on biodiversity at different spatial scales. *Ecology Letters*, 13 (7): 858-869. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01481.x

Garces, A.; Pires, I.; Rodrigues, P., 2020. Teratological effects of pesticides in vertebrates: a review. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 55 (1): 75-89. http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2019.1660562

Garcia-Fernandez, A.J.; Calvo, J.F.; Martinez-Lopez, E.; Maria-Mojica, P.; Martinez, J.E., 2008. Raptor ecotoxicology in Spain: A review on persistent environmental contaminants. *Ambio*, 37 (6): 432-439. http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[432:reisar]2.0.co;2

Garcia, K.; Olimpi, E.M.; Karp, D.S.; Gonthier, D.J., 2020. The Good, the Bad, and the Risky: Can Birds Be Incorporated as Biological Control Agents into Integrated Pest Management Programs? *Journal of Integrated Pest Management*, 11 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1093/jipm/pmaa009

Garrett, D.R.; Pelletier, F.; Garant, D.; Bélisle, M., 2021a. Combined influence of food availability and agricultural intensification on a declining aerial insectivore. *bioRxiv*: 2021.02.02.427782. http://dx.doi.org/10.1101/2021.02.02.427782

Garrett, D.R.; Pelletier, F.; Garant, D.; Bélisle, M., 2021b. Interacting effects of cold snaps, rain, and agriculture on the fledging success of a declining aerial insectivore. *bioRxiv*: 2021.06.29.450344. http://dx.doi.org/10.1101/2021.06.29.450344

Gaston, K.J.; Cox, D.T.C.; Canavelli, S.B.; Garcia, D.; Hughes, B.; Maas, B.; Martinez, D.; Ogada, D.; Inger, R., 2018. Population Abundance and Ecosystem Service Provision: The Case of Birds. *Bioscience*, 68 (4): 264-272. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biy005

Geiger, F.; Bengtsson, J.; Berendse, F.; Weisser, W.W.; Emmerson, M.; Morales, M.B.; Ceryngier, P.; Liira, J.; Tscharntke, T.; Winqvist, C.; Eggers, S.; Bommarco, R.; Part, T.; Bretagnolle, V.; Plantegenest, M.; Clement, L.W.; Dennis, C.; Palmer, C.; Onate, J.J.; Guerrero, I.; Hawro, V.; Aavik, T.; Thies, C.; Flohre, A.; Hanke, S.; Fischer, C.; Goedhart, P.W.; Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2): 97-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Gendron, A.D.; Marcogliese, D.J.; Barbeau, S.; Christin, M.S.; Brousseau, P.; Ruby, S.; Cyr, D.; Fournier, M., 2003. Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm Rhabdias ranae. *Oecologia*, 135 (3): 469-476. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1210-y

Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 103-118. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Gibbons, D.W.; Bohan, D.A.; Rothery, P.; Stuart, R.C.; Haughton, A.J.; Scott, R.J.; Wilson, J.D.; Perry, J.N.; Clark, S.J.; Dawson, R.J.G.; Firbank, L.G., 2006. Weed seed resources for birds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1596): 1921-1928. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2006.3522

Gibbs, K.E.; Mackey, R.L.; Currie, D.J., 2009. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. *Diversity and Distributions*, 15 (2): 242-253. http://dx.doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00543.x

Glinski, D.A.; Purucker, S.T.; Van Meter, R.J.; Black, M.C.; Henderson, W.M., 2019. Endogenous and exogenous biomarker analysis in terrestrial phase amphibians (Lithobates sphenocephala) following dermal exposure to pesticide mixtures. *Environmental Chemistry*, 16 (1): 55-67. http://dx.doi.org/10.1071/en18163

Gomez-Ramirez, P.; Martinez-Lopez, E.; Garcia-Fernandez, A.J.; Zweers, A.J.; van den Brink, N.W., 2012. Organohalogen exposure in a Eurasian Eagle owl (Bubo bubo) population from Southeastern Spain: Temporal-spatial trends and risk assessment. *Chemosphere*, 88 (8): 903-911. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.03.014

Gomez-Ramirez, P.; Perez-Garcia, J.M.; Leon-Ortega, M.; Martinez, J.E.; Calvo, J.F.; Sanchez-Zapata, J.A.; Botella, F.; Maria-Mojica, P.; Martinez-Lopez, E.; Garcia-Fernandez, A.J., 2019. Spatiotemporal variations of organochlorine pesticides in an apex predator: Influence of government regulations and farming practices. *Environmental Research*, 176. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108543

Gomez-Ramirez, P.; Shore, R.F.; van den Brink, N.W.; van Hattum, B.; Bustnes, J.O.; Duke, G.; Fritsch, C.; Garcia-Fernandez, A.J.; Helander, B.O.; Jaspers, V.; Krone, O.; Martinez-Lopez, E.; Mateo, R.; Movalli, P.; Sonne, C., 2014. An overview of existing raptor contaminant monitoring activities in Europe. *Environment International*, 67: 12-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.02.004

Goulson, D., 2013. REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 977-987. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Graves, E.E.; Jelks, K.A.; Foley, J.E.; Filigenzi, M.S.; Poppenga, R.H.; Ernest, H.B.; Melnicoe, R.; Tell, L.A., 2019. Analysis of insecticide exposure in California hummingbirds using liquid chromatography-mass spectrometry. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (15): 15458-15466. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04903-x

Green, A.J.; Elmberg, J., 2014. Ecosystem services provided by waterbirds. *Biological Reviews*, 89 (1): 105-122. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12045

Grote, K.; Niemann, L.; Selzsam, B.; Haider, W.; Gericke, C.; Herzler, M.; Chahoud, I., 2008. Epoxiconazole causes changes in testicular histology and sperm production in the Japanese quail (Coturnix coturnix japonica). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (11): 2368-2374. http://dx.doi.org/10.1897/08-048.1

Guerrero, I.; Morales, M.B.; Onate, J.J.; Geiger, F.; Berendse, F.; de Snoo, G.; Eggers, S.; Part, T.; Bengtsson, J.; Clement, L.W.; Weisser, W.W.; Olszewski, A.; Ceryngier, P.; Hawro, V.; Liira, J.; Aavik, T.; Fischer, C.; Flohre, A.; Thies, C.; Tscharntke, T., 2012. Response of ground-nesting farmland birds to agricultural intensification across Europe: Landscape and field level management factors. *Biological Conservation*, 152: 74-80. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2012.04.001

Guillot, H.l.s., 2017. *L'herpetofaune, sentinelle de l'accumulation et des effets des contaminants environnementaux ?* Thèse de doctorat Biologie de l'environnement, des populations, écologie Université de La Rochelle. http://www.theses.fr/2017LAROS024/document

Gutierrez-Arellano, C.; Mulligan, M., 2018. A review of regulation ecosystem services and disservices from faunal populations and potential impacts of agriculturalisation on their provision, globally. *Nature Conservation-Bulgaria*, (30): 1-39. http://dx.doi.org/10.3897/natureconservation.30.26989

Hallmann, C.A.; Foppen, R.P.B.; van Turnhout, C.A.M.; de Kroon, H.; Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509): 341-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature13531

Hao, C.Y.; Eng, M.L.; Sun, F.R.; Morrissey, C.A., 2018. Part-per-trillion LC-MS/MS determination of neonicotinoids in small volumes of songbird plasma. *Science of the Total Environment*, 644: 1080-1087. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.317

Harris, M.L.; Chora, L.; Bishop, C.A.; Bogart, J.P., 2000. Species- and age-related differences in susceptibility to pesticide exposure for two amphibians, Rana pipiens, and Bufo americanus. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 64 (2): 263-270. http://dx.doi.org/10.1007/s001289910039

Harris, S.H.; Kormann, U.G.; Stokely, T.D.; Verschuyl, J.; Kroll, A.J.; Betts, M.G., 2020. Do birds help trees grow? An experimental study of the effects of land-use intensification on avian trophic cascades. *Ecology*, 101 (6). http://dx.doi.org/10.1002/ecy.3018

Harrison, X.A.; Blount, J.D.; Inger, R.; Norris, D.R.; Bearhop, S., 2011. Carry-over effects as drivers of fitness differences in animals. *Journal of Animal Ecology*, 80 (1): 4-18. https://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2656.2010.01740.x

Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Fisher, G.; Wilkins, V.; Moreby, S.J.; Murray, A.W.A.; Robertson, P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43 (1): 81-91. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x

Hayes, T.B.; Falso, P.; Gallipeau, S.; Stice, M., 2010. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *Journal of Experimental Biology*, 213 (6): 921-933. http://dx.doi.org/10.1242/jeb.040865

Hegde, G.; Krishnamurthy, S.V.; Berger, G., 2019. Common frogs response to agrochemicals contamination in coffee plantations, Western Ghats, India. *Chemistry and Ecology*, 35 (5): 397-407. http://dx.doi.org/10.1080/02757540.2019.1584613

Helander, B.; Bignert, A.; Asplund, L., 2008. Using raptors as environmental sentinels: Monitoring the white-tailed sea eagle Haliaeetus albicilla in Sweden. *Ambio*, 37 (6): 425-431. http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[425:Uraesm]2.0.Co;2

Henderson, I.G.; Holland, J.M.; Storkey, J.; Lutman, P.; Orson, J.; Simper, J., 2012. Effects of the proportion and spatial arrangement of uncropped land on breeding bird abundance in arable rotations. *Journal of Applied Ecology*, 49 (4): 883-891. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2012.02166.x

Henderson, I.G.; Ravenscroft, N.; Smith, G.; Holloway, S., 2009. Effects of crop diversification and low pesticide inputs on bird populations on arable land. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (1-3): 149-156. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.08.014

Hernandez-Jerez, A.; Adriaanse, P.; Aldrich, A.; Berny, P.; Coja, T.; Duquesne, S.; Gimsing, A.L.; Marina, M.; Millet, M.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Tiktak, A.; Tzoulaki, I.; Widenfalk, A.; Wolterink, G.; Russo, D.; Streissl, F.; Topping, C.; Efsa Panel Plant Protection Prod, 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *Efsa Journal*, 17 (7). http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758

Herrera-Giraldo, J.; Figuerola, C.; Holmes, N.; Swinnerton, K.; Carambot, E.; González-Maya, J.; Gómez-Hoyos, D., 2019. Survival analysis of two endemic lizard species before, during and after a rat eradication attempt on Desecheo Island, Puerto Rico. *Island Invasives: scaling up to Meet the Challenge*. Occasional Paper of the IUCN Species Survival Commission, n°62, 191-195.

Heys, K.A.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Martin, F.L., 2017. Levels of Organochlorine Pesticides Are Associated with Amyloid Aggregation in Apex Avian Brains. *Environmental Science & Technology*, 51 (15): 8672-8681. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b00840

Hill, J.M.; Egan, J.F.; Stauffer, G.E.; Diefenbach, D.R., 2014. Habitat Availability Is a More Plausible Explanation than Insecticide Acute Toxicity for US Grassland Bird Species Declines. *Plos One*, 9 (5). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0098064

Hindmarch, S.; Elliott, J., 2018. Ecological Factors Driving Uptake of Anticoagulant Rodenticides in Predators. In: van den Brink, N.W.; Elliott, J.E.; Shore, R.F.; Rattner, B.A., eds. *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Springer International Publishing, 229-258. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_9

Hocking, D.J.; Babbitt, K.J., 2014. Amphibian contribution to ecosystem services. *Herpetological Conservation and Biology*, 9 (1): 1-17. http://www.herpconbio.org/Volume_9/Issue_1/Hocking_Babbitt_2014.pdf

Hofmeester, T.R.; Jansen, P.A.; Wijnen, H.J.; Coipan, E.C.; Fonville, M.; Prins, H.H.T.; Sprong, H.; van Wieren, S.E., 2017. Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 284 (1859): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0453

Hole, D.G.; Perkins, A.J.; Wilson, J.D.; Alexander, I.H.; Grice, P.V.; Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122 (1): 113-130. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018

Holem, R.R.; Hopkins, W.A.; Talent, L.G., 2006. Effect of acute exposure to malathion and lead on sprint performance of the western fence lizard (Sceloporus occidentalis). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 51 (1): 111-116. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-005-0099-3

Holem, R.R.; Hopkins, W.A.; Talent, L.G., 2008. Effects of repeated exposure to malathion on growth, food consumption, and locomotor performance of the western fence lizard (Sceloporus occidentalis). *Environmental Pollution*, 152 (1): 92-98. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.017

Homyack, J.A.; Haas, C.A., 2009. Long-term effects of experimental forest harvesting on abundance and reproductive demography of terrestrial salamanders. *Biological Conservation*, 142 (1): 110-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2008.10.003

Howald, G.; Donlan, C.J.; Galvan, J.P.; Russell, J.C.; Parkes, J.; Samaniego, A.; Wang, Y.W.; Veitch, D.; Genovesi, P.; Pascal, M.; Saunders, A.; Tershy, B., 2007. Invasive rodent eradication on islands. *Conservation Biology*, 21 (5): 1258-1268. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00755.x

Howald, G.; Ross, J.; Buckle, A.P., 2015. Rodent Control and Island Conservation. In: Buckle, A.P.; Smith, R.H., eds. *Rodent Pests and Their Control, 2nd Edition*. Wallingford: Cabi Publishing, 366-396. http://dx.doi.org/10.1079/9781845938178.0366

Hsiao, C.J.; Lin, C.L.; Lin, T.Y.; Wang, S.E.; Wu, C.H., 2016. Imidacloprid toxicity impairs spatial memory of echolocation bats through neural apoptosis in hippocampal CA1 and medial entorhinal cortex areas. *Neuroreport*, 27 (6): 462-468. http://dx.doi.org/10.1097/wnr.0000000000000562

Humann-Guilleminot, S.; Clement, S.; Desprat, J.; Binkowski, L.J.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2019. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. *Science of the Total Environment*, 660: 1091-1097. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068

Humann-Guilleminot, S.; Laurent, S.; Bize, P.; Roulin, A.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2021. Contamination by neonicotinoid insecticides in barn owls (Tyto alba) and Alpine swifts (Tachymarptis melba). *Science of the Total Environment*, 785: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147403

Hvezdova, M.; Kosubova, P.; Kosikova, M.; Scherr, K.E.; Simek, Z.; Brodsky, L.; Sudoma, M.; Skulcova, L.; Sanka, M.; Svobodova, M.; Krkoskova, L.; Vasickova, J.; Neuwirthova, N.; Bielska, L.; Hofman, J., 2018. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*, 613: 361-370. https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.049

Jacquot, M.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Renaude, R.; Pleydell, D.; Truchetet, D.; Raoul, F.; Giraudoux, P., 2013. Using long-term monitoring of red fox populations to assess changes in rodent control practices. *Journal of Applied Ecology*, 50 (6): 1406-1414. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12151

Jaspers, V.L.B.; Sonne, C.; Soler-Rodriguez, F.; Boertmann, D.; Dietz, R.; Eens, M.; Rasmussen, L.M.; Covaci, A., 2013. Persistent organic pollutants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in different tissues of white-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) from West Greenland. *Environmental Pollution*, 175: 137-146. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.023

Jeliazkov, A.; Mimet, A.; Charge, R.; Jiguet, F.; Devictor, V.; Chiron, F., 2016. Impacts of agricultural intensification on bird communities: New insights from a multi-level and multi-facet approach of biodiversity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 9-22. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.017

Jennings, N.; Pocock, M.J.O., 2009. Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. *Conservation Biology*, 23 (5): 1195-1203. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01208.x

Jing, X.; Yao, G.J.; Liu, D.H.; Liu, C.; Wang, F.; Wang, P.; Zhou, Z.Q., 2017. Exposure of frogs and tadpoles to chiral herbicide fenoxaprop-ethyl. *Chemosphere*, 186: 832-838. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.132

Jones, G.; Jacobs, D.S.; Kunz, T.H.; Willig, M.R.; Racey, P.A., 2009. Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered Species Research*, 8 (1-2): 93-115. http://dx.doi.org/10.3354/esr00182

Journal Officiel, 2014. Arrêté du 14 mai 2014 Relatif au Contrôle des Populations de Campagnols Nuisibles aux Cultures ainsi qu'aux Conditions d'Emploi des Produits Phytopharmaceutiques contenant de la Bromadiolone. http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000029039908&categorieLien=id

Kaczynski, P.; Lozowicka, B.; Perkowski, M.; Zon, W.; Hrynko, I.; Rutkowska, E.; Skibko, Z., 2021. Impact of broad-spectrum pesticides used in the agricultural and forestry sector on the pesticide profile in wild boar, roe deer and deer and risk assessment for venison consumers. *Science of the Total Environment*, 784: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147215

Kannan, K.; Yun, S.H.; Rudd, R.J.; Behr, M., 2010. High concentrations of persistent organic pollutants including PCBs, DDT, PBDEs and PFOS in little brown bats with white-nose syndrome in New York, USA. *Chemosphere*, 80 (6): 613-618. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.04.060

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Katzenberger, J.; Gottschalk, E.; Balkenhol, N.; Waltert, M., 2019. Long-term decline of juvenile survival in German Red Kites. *Journal of Ornithology*, 160 (2): 337-349. http://dx.doi.org/10.1007/s10336-018-1619-z

Keesing, F.; Belden, L.K.; Daszak, P.; Dobson, A.; Harvell, C.D.; Holt, R.D.; Hudson, P.; Jolles, A.; Jones, K.E.; Mitchell, C.E.; Myers, S.S.; Bogich, T.; Ostfeld, R.S., 2010. Impacts of biodiversity on the emergence and transmission of infectious diseases. *Nature*, 468 (7324): 647-652. http://dx.doi.org/10.1038/nature09575

Kiesecker, J.M., 2011. Global stressors and the global decline of amphibians: tipping the stress immunocompetency axis. *Ecological Research*, 26 (5): 897-908. http://dx.doi.org/10.1007/s11284-010-0702-6

Kirk, D.A.; Lindsay, K.E.; Brook, R.W., 2011. Risk of Agricultural Practices and Habitat Change to Farmland Birds. *Avian Conservation and Ecology*, 6 (1). http://dx.doi.org/10.5751/ace-00446-060105

Kirk, D.A.; Lindsay, K.E.F., 2017. Subtle differences in birds detected between organic and nonorganic farms in Saskatchewan Prairie Parklands by farm pair and bird functional group. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 246: 184-201. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.009

Kirk, D.A.; Martin, A.E.; Lindsay, K.E., 2020. Organic farming benefits birds most in regions with more intensive agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 57 (6): 1043-1055. https://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13589

Kitowski, I.; Lopucki, R.; Stachniuk, A.; Fornal, E., 2021. Banned pesticide still poisoning EU raptors. *Science*, 371 (6536): 1319-1320. http://dx.doi.org/10.1126/science.abh0840

Kitulagodage, M.; Buttemer, W.A.; Astheimer, L.B., 2011. Adverse effects of fipronil on avian reproduction and development: maternal transfer of fipronil to eggs in zebra finch Taeniopygia guttata and in ovo exposure in chickens Gallus domesticus. *Ecotoxicology*, 20 (4): 653-660. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0605-5

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Koivisto, E.; Santangeli, A.; Koivisto, P.; Korkolainen, T.; Vuorisalo, T.; Hanski, I.K.; Loivamaa, I.; Koivisto, S., 2018. The prevalence and correlates of anticoagulant rodenticide exposure in non-target predators and scavengers in Finland. *Science of the Total Environment*, 642: 701-707. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.063

Kragten, S.; Trimbos, K.B.; de Snoo, G.R., 2008. Breeding skylarks (Alauda arvensis) on organic and conventional arable farms in The Netherlands. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 126 (3-4): 163-167. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.021

Kraus, J.M.; Kuivila, K.M.; Hladik, M.L.; Shook, N.; Mushet, D.M.; Dowdy, K.; Harrington, R., 2021. Cross-Ecosystem Fluxes of Pesticides from Prairie Wetlands Mediated by Aquatic Insect Emergence: Implications for Terrestrial Insectivores. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (8): 2282-2296. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5111

Krishnan, K.; Rahman, S.; Hasbum, A.; Morales, D.; Thompson, L.M.; Crews, D.; Gore, A.C., 2019. Maternal care modulates transgenerational effects of endocrine-disrupting chemicals on offspring pup vocalizations and adult behaviors. *Hormones and Behavior*, 107: 96-109. http://dx.doi.org/10.1016/j.yhbeh.2018.12.009

Kroll, A.J.; Verschuyl, J.; Giovanini, J.; Betts, M.G., 2017. Assembly dynamics of a forest bird community depend on disturbance intensity and foraging guild. *Journal of Applied Ecology*, 54 (3): 784-793. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12773

Kuijper, D.P.J.; Oosterveld, E.; Wymenga, E., 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (Perdix perdix) population-a review. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (5): 455-463. https://dx.doi.org/10.1007/s10344-009-0311-2

Kunz, T.H.; de Torrez, E.B.; Bauer, D.; Lobova, T.; Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. In: Ostfeld, R.S.; Schlesinger, W.H., eds. *Year in Ecology and Conservation Biology*. Oxford: Blackwell Science Publ (Annals of the New York Academy of Sciences), 1-38. http://dx.doi.org/10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x

Kuzukiran, O.; Simsek, I.; Yorulmaz, T.; Yurdakok-Dikmen, B.; Ozkan, O.; Filazi, A., 2021. Multiresidues of environmental contaminants in bats from Turkey. *Chemosphere*, 282: 131022. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131022

LaLone, C.A.; Villeneuve, D.L.; Wu-Smart, J.; Milsk, R.Y.; Sappington, K.; Garber, K.V.; Housenger, J.; Ankley, G.T., 2017. Weight of evidence evaluation of a network of adverse outcome pathways linking activation of the nicotinic acetylcholine receptor in honey bees to colony death. *Science of the Total Environment*, 584: 751-775. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.113

Lambert, O.; Pouliquen, H.; Clergeau, P., 2005. Impact of cholinesterase-inhibitor insecticides on non-target wildlife : a review of studies relative to terrestrial vertebrates. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 60 (1): 3-20.

Latorre, M.A.; Gonzalez, E.C.L.; Larriera, A.; Poletta, G.L.; Siroski, P.A., 2013. Effects of in vivo exposure to Roundup (R) on immune system of Caiman latirostris. *Journal of Immunotoxicology*, 10 (4): 349-354. http://dx.doi.org/10.3109/1547691x.2012.747233

Latorre, M.A.; Romito, M.L.; Larriera, A.; Poletta, G.L.; Siroski, P.A., 2016. Total and differential white blood cell counts in Caiman latirostris after in ovo and in vivo exposure to insecticides. *Journal of Immunotoxicology*, 13 (6): 903-908. http://dx.doi.org/10.1080/1547691x.2016.1236854

Lazaran, M.A.; Bocetti, C.I.; Whyte, R.S., 2013. Impacts of Phragmites Management on Marsh Wren Nesting Behavior. *Wilson Journal of Ornithology*, 125 (1): 184-187. http://dx.doi.org/10.1676/11-098.1

Leeb, C.; Bruhl, C.; Theissinger, K., 2020. Potential pesticide exposure during the post-breeding migration of the common toad (Bufo bufo) in a vineyard dominated landscape. *Science of the Total Environment*, 706. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134430

Leemans, M.; Couderq, S.; Demeneix, B.; Fini, J.-B., 2019. Pesticides With Potential Thyroid Hormone-Disrupting Effects: A Review of Recent Data. *Frontiers in Endocrinology*, 10. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2019.00743

Lenhardt, P.P.; Bruhl, C.A.; Berger, G., 2015. Temporal coincidence of amphibian migration and pesticide applications on arable fields in spring. *Basic and Applied Ecology*, 16 (1): 54-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2014.10.005

Lennon, R.J.; Isaac, N.J.B.; Shore, R.F.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Pereira, M.G.; Arnold, K.E.; Garthwaite, D.; Brown, C.D., 2019. Using long-term datasets to assess the impacts of dietary exposure to neonicotinoids on farmland bird populations in England. *Plos One*, 14 (10). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0223093

Lennon, R.J.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Sleep, D.; Dodd, S.; Wheatley, C.J.; Arnold, K.E.; Brown, C.D., 2020. From seeds to plasma: Confirmed exposure of multiple farmland bird species to clothianidin during sowing of winter cereals. *Science of the Total Environment*, 723. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138056

Letourneau, D.K.; Jedlicka, J.A.; Bothwell, S.G.; Moreno, C.R., 2009. Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics*, 40: 573-592. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320

Li, Y.J.; Miao, R.Q.; Khanna, M., 2020. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. *Nature Sustainability*. http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x

Lopez-Antia, A.; Feliu, J.; Camarero, P.R.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1373-1381. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12668

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mateo, R., 2014. Experimental approaches to test pesticide-treated seed avoidance by birds under a simulated diversification of food sources. *Science of the Total Environment*, 496: 179-187. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.031

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Camarero, P.R.; Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. *Environmental Pollution*, 243: 418-426. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Camarero, P.R.; Mateo, R., 2021. Birds feeding on tebuconazole treated seeds have reduced breeding output. *Environmental Pollution*, 271: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116292

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology*, 22 (1): 125-138. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2015. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental Research*, 136: 97-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lopez-Perea, J.J.; Camarero, P.R.; Molina-Lopez, R.A.; Parpal, L.; Obon, E.; Sola, J.; Mateo, R., 2015. Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of the Total Environment*, 511: 259-267. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.042

Lopez-Perea, J.J.; Camarero, P.R.; Sanchez-Barbudo, I.S.; Mateo, R., 2019. Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of non-target wildlife. *Environmental Pollution*, 244: 801-808. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.101

Lopez-Perea, J.J.; Mateo, R., 2018. Secondary Exposure to Anticoagulant Rodenticides and Effects on Predators. In: van den Brink, N.W.; Elliott, J.E.; Shore, R.F.; Rattner, B.A., eds. Anticoagulant rodenticides and wildlife: Springer International Publishing, 159-193. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_7

Lopez Gonzalez, E.C.; Larriera, A.; Siroski, P.A.; Poletta, G.L., 2017. Micronuclei and other nuclear abnormalities on Caiman latirostris (Broad-snouted caiman) hatchlings after embryonic exposure to different pesticide formulations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 136: 84-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.10.035

Lopez Gonzalez, E.C.; Latorre, M.A.; Larriera, A.; Siroski, P.A.; Poletta, G.L., 2013. Induction of micronuclei in broad snouted caiman (Caiman latirostris) hatchlings exposed in vivo to Roundup (R) (glyphosate) concentrations used in agriculture. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 105 (2): 131-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2012.12.009

MacDonald, A.M.; Jardine, C.M.; Thomas, P.J.; Nemeth, N.M., 2018. Neonicotinoid detection in wild turkeys (Meleagris gallopavo silvestris) in Ontario, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (16): 16254-16260. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2093-0

Magalhaes, J.Z.; Udo, M.S.B.; Sanchez-Sarmiento, A.M.; Carvalho, M.P.N.; Bernardi, M.M.; Spinosa, H.S., 2015. Prenatal exposure to fipronil disturbs maternal aggressive behavior in rats. *Neurotoxicology and Teratology*, 52: 11-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.ntt.2015.09.007

Manabe, M.; Kanda, S.; Fukunaga, K.; Tsubura, A.; Nishiyama, T., 2006. Evaluation of the estrogenic activities of some pesticides and their combinations using MtT/Se cell proliferation assay. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209 (5): 413-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2006.04.004

Mantyla, E.; Klemola, T.; Laaksonen, T., 2011. Birds help plants: a meta-analysis of top-down trophic cascades caused by avian predators. *Oecologia*, 165 (1): 143-151. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-010-1774-2

Margalida, A., 2012. Baits, Budget Cuts: A Deadly Mix. *Science*, 338 (6104): 192-192. http://dx.doi.org/10.1126/science.338.6104.192-a

Martin, B.G., 2003. The role of small ground-foraging mammals in topsoil health and biodiversity: Implications to management and restoration. *Ecological Management & Restoration*, 4 (2): 114-119. http://dx.doi.org/10.1046/j.1442-8903.2003.00145.x

Martin, P.A.; Johnson, D.L.; Forsyth, D.J.; Hill, B.D., 2000. Effects of two grasshopper control insecticides on food resources and reproductive success of two species of grassland songbirds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (12): 2987-2996. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620191220

Martinez-Haro, M.; Mateo, R.; Guitart, R.; Soler-Rodriguez, F.; Perez-Lopez, M.; Maria-Mojica, P.; Garcia-Fernandez, A.J., 2008. Relationship of the toxicity of pesticide formulations and their commercial restrictions with the frequency of animal poisonings. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69 (3): 396-402. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.05.006

Martinez-Lopez, E.; Espin, S.; Barbar, F.; Lambertucci, S.A.; Gomez-Ramirez, P.; Garcia-Fernandez, A.J., 2015. Contaminants in the southern tip of South America: Analysis of organochlorine compounds in feathers of avian scavengers from Argentinean Patagonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 115: 83-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.011

Martinez-Lopez, E.; Maria-Mojica, P.; Martinez, J.E.; Calvo, J.F.; Wright, J.; Shore, R.F.; Romero, D.; Garcia-Fernandez, A.J., 2007. Organochlorine residues in booted eagle (Hieraaetus pennatus) and goshawk (Accipiter gentilis) eggs from southeastern Spain. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (11): 2373-2378. http://dx.doi.org/10.1897/07-057r.1

Martinez-Padilla, J.; Lopez-Idiaquez, D.; Lopez-Perea, J.J.; Mateo, R.; Paz, A.; Vinuela, J., 2017. A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks. *Pest Management Science*, 73 (2): 364-370. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4435

Mason, R.; Tennekes, H.; Sánchez-Bayo, F.; Jepsen, P., 2013. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *Journal of Environmental Immunology and Toxicology*, 1: 3-12. http://dx.doi.org/10.7178/jeit.1

Mateo-Tomas, P.; Olea, P.P.; Minguez, E.; Mateo, R.; Vinuela, J., 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (28): 16418-16423. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1922355117

Matthiessen, P.; Wheeler, J.R.; Weltje, L., 2018. A review of the evidence for endocrine disrupting effects of current-use chemicals on wildlife populations. *Critical Reviews in Toxicology*, 48 (3): 195-216. http://dx.doi.org/10.1080/10408444.2017.1397099

Mauldin, R.E.; Witmer, G.W.; Shriner, S.A.; Moulton, R.S.; Horak, K.E., 2020. Effects of brodifacoum and diphacinone exposure on four species of reptiles: tissue residue levels and survivorship. *Pest Management Science*, 76 (5): 1958-1966. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5730

Mauri, L.; Masin, R.; Tarolli, P., 2020. Wildlife impact on cultivated lands: A multi-temporal spatial analysis. *Agricultural Systems*, 184: 15. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2020.102890

Maute, K.; French, K.; Bull, C.M.; Story, P.; Hose, G., 2015. Current insecticide treatments used in locust control have less of a short-term impact on Australian arid-zone reptile communities than does temporal variation. *Wildlife Research*, 42 (1): 50-59. http://dx.doi.org/10.1071/wr14194

Mayer, M.; Duan, X.D.; Sunde, P.; Topping, C.J., 2020. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Science of the Total Environment*, 715. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136977

McClure, C.J.W.; Westrip, J.R.S.; Johnson, J.A.; Schulwitz, S.E.; Virani, M.Z.; Davies, R.; Symes, A.; Wheatley, H.; Thorstrom, R.; Amar, A.; Buij, R.; Jones, V.R.; Williams, N.P.; Buechley, E.R.; Butchart, S.H.M., 2018. State of the world's raptors: Distributions, threats, and conservation recommendations. *Biological Conservation*, 227: 390-402. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.012

McComb, B.C.; Curtis, L.; Chambers, C.L.; Newton, M.; Bentson, K., 2008. Acute toxic hazard evaluations of glyphosate herbicide on terrestrial vertebrates of the Oregon coast range. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 266-272. http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.07.437

McConnell, L.L.; Sparling, D.W., 2010. *Emerging Contaminants and Their Potential Effects on Amphibians and Reptiles*. Boca Raton: Crc Press-Taylor & Francis Group (*Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles, Second Edition*). http://dx.doi.org/10.1201/EBK1420064162-c15

McGee, S.; Whitfield-Aslund, M.; Duca, D.; Kopysh, N.; Dan, T.; Knopper, L.; Brewer, L., 2018. Field evaluation of the potential for avian exposure to clothianidin following the planting of clothianidin-treated corn seed. *Peerj*, 6. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.5880

McKenzie, A.J.; Vickery, J.A.; Leifert, C.; Shotton, P.; Whittingham, M.J., 2011. Disentangling the effects of fertilisers and pesticides on winter stubble use by farmland birds. *Basic and Applied Ecology*, 12 (1): 80-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.007

McLaren, B.E.; Emslie, K.; Honsberger, T.; McCready, T.; Bell, F.W.; Foster, R.F., 2011. Monitoring and understanding mammal assemblages: Experiences from Bending Lake, Fallingsnow, and Tom Hill. *Forestry Chronicle*, 87 (2): 225-234. http://dx.doi.org/10.5558/tfc2011-010

Mendes, B.D.; Mesak, C.; Calixto, J.E.D.; Malafaia, G., 2018. Mice exposure to haloxyfop-p-methyl ester at predicted environmentally relevant concentrations leads to anti-predatory response deficit. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (31): 31762-31770. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3222-5

Merton, D., 1987. Eradication of rabbits from Round Island, Mauritius: a conservation success story. *Dodo*, 24: 19-43.

Mestre, A.P.; Amavet, P.S.; Sloot, I.S.; Carletti, J.V.; Poletta, G.L.; Siroski, P.A., 2020. Effects of glyphosate, cypermethrin, and chlorpyrifos on hematological parameters of the tegu lizard (Salvator merianae) in different embryo stages. *Chemosphere*, 252. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126433

Mestre, A.P.; Amavet, P.S.; Vanzetti, A.I.; Moleon, M.S.; Marco, M.V.P.; Poletta, G.L.; Siroski, P.A., 2019. Effects of cypermethrin (pyrethroid), glyphosate and chlorpyrifos (organophosphorus) on the endocrine and immune system of Salvator merianae (Argentine tegu). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169: 61-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.057

Michel, N.; Burel, F.; Butet, A., 2006. How does landscape use influence small mammal diversity, abundance and biomass in hedgerow networks of farming landscapes? *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 30 (1): 11-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2005.12.006

Millot, F.; Berny, P.; Decors, A.; Bro, E., 2015. Little field evidence of direct acute and short-term effects of current pesticides on the grey partridge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 41-61. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.017

Millot, F.; Decors, A.; Mastain, O.; Quintaine, T.; Berny, P.; Vey, D.; Lasseur, R.; Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5469-5485. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Milner, J.M.; van Beest, F.M.; Storaas, T., 2013. Boom and bust of a moose population: a call for integrated forest management. *European Journal of Forest Research*, 132 (5-6): 959-967. http://dx.doi.org/10.1007/s10342-013-0727-9

Mineau, P., 2002. Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (7): 1497-1506. http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<1497:etpobm>2.0.co;2

Mineau, P., 2017. Organophosphorous and carbamate insecticides: Impacts on birds. *Encyclopedia of the Anthropocene*. 111-117. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09887-0

Mineau, P.; Callaghan, C., 2018. *Neonicotinoid insecticides and bats: an assessment of the direct and indirect risks*. Ontario, Canada: Canadian Wildlife Federation, 87 p. https://www.researchgate.net/profile/Carolyn-Callaghan/publication/331397580_NEONICOTINOID_INSECTICIDES_AND_BATS_An_assessment_of_the_direct_and_indirect_risks/links/5dbb297f4585151435dac931/NEONICOTINOID-INSECTICIDES-AND-BATS-An-assessment-of-the-direct-and-indirect-risks.pdf

Mineau, P.; Downes, C.M.; Kirk, D.A.; Bayne, E.; Csizy, M., 2005. Patterns of bird species abundance in relation to granular insecticide use in the Canadian prairies. *Ecoscience*, 12 (2): 267-278. http://dx.doi.org/10.2980/i1195-6860-12-2-267.1

Mineau, P.; Palmer, C., 2013. *The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy, USA; 2013*: American Bird Conservancy, Neonicotinoid Insecticides and Birds, 96 p. https://extension.entm.purdue.edu/neonicotinoids/PDF/TheImpactoftheNationsMostWidelyUsedInsecticidesonBirds.pdf

Mineau, P.; Whiteside, M., 2006. Lethal risk to birds from insecticide use in the United States - A spatial and temporal analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (5): 1214-1222. http://dx.doi.org/10.1897/05-035r.1

Mineau, P.; Whiteside, M., 2013. Pesticide Acute Toxicity Is a Better Correlate of US Grassland Bird Declines than Agricultural Intensification. *Plos One*, 8 (2). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0057457

Mingo, V., 2018. *The use of plant protection products and its impact on reptiles*. Trier University. https://ubt.opus.hbz-nrw.de/frontdoor/index/index/docId/960

Mingo, V.; Lotters, S.; Wagner, N., 2016. Risk of pesticide exposure for reptile species in the European Union. *Environmental Pollution*, 215: 164-169. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.011

Mingo, V.; Lotters, S.; Wagner, N., 2017. The impact of land use intensity and associated pesticide applications on fitness and enzymatic activity in reptiles-A field study. *Science of the Total Environment*, 590: 114-124. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.178

Mohanty, B.; Pandey, S.P.; Tsutsui, K., 2017. Thyroid disrupting pesticides impair the hypothalamic-pituitary-testicular axis of a wildlife bird, Amandava amandava. *Reproductive Toxicology*, 71: 32-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.04.006

Moller, A.P., 2019. Parallel declines in abundance of insects and insectivorous birds in Denmark over 22 years. *Ecology and Evolution*, 9 (11): 6581-6587. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5236

More, S.J.; Hardy, A.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bennekou, S.H.; Bragard, C.; Boesten, J.; Halldorsson, T.I.; Hernandez-Jerez, A.F.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; Koutsoumanis, K.P.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Nielsen, S.S.; Schrenk, D.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Benfenati, E.; Castle, L.; Cedergreen, N.; Laskowski, R.; Leblanc, J.C.; Kortenkamp, A.; Ragas, A.; Posthuma, L.; Svendsen, C.; Testai, E.; Dujardin, B.; Kass, G.E.N.; Manini, P.; Jeddi, M.Z.; Dorne, J.; Hogstrand, C.; Comm, E.S., 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal*, 17 (3): 77. http://dx.doiorg/10.2903/j.efsa.2019.5634

Moreau, J.; Monceau, K.; Crepin, M.; Tochon, F.D.; Mondet, C.; Fraikin, M.; Teixeira, M.; Bretagnolle, V., 2021. Feeding partridges with organic or conventional grain triggers cascading effects in life-history traits. *Environmental Pollution*, 278: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116851

Morris, A.J.; Wilson, J.D.; Whittingham, M.J.; Bradbury, R.B., 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (Emberiza citrinella). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 106 (1): 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.016

Mougeot, F.; Garcia, J.; Viñuela, J., 2011. Breeding biology, behaviour, diet and conservation of the Red Kite (Milvus milvus), with particular emphasis on Mediterranean populations. In: Zuberogoitia, I.; Martínez, J.E., eds. *Ecology and conservation of European forest raptors and owls*. Diputación Foral de Vizcaya, Bilbao, Spain, 190-204.

Moye, J.K.; Pritsos, C.A., 2010. Effects of Chlorpyrifos and Aldicarb on Flight Activity and Related Cholinesterase Inhibition in Homing Pigeons, Columba livia: Potential for Migration Effects. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84 (6): 677-681. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-010-0020-2

Naim, M.; Noor, H.M.; Kasim, A.; Abu, J., 2010. Growth performance of nestling barn owls, Tyto Alba javanica in rat baiting area in malaysia. *ARPN Journal of agricultural and biological science*, 5 (6): 1-13. http://www.arpnjournals.com/jabs/research_papers/rp_2010/jabs_1110_216.pdf

Naim, M.; Noor, H.M.; Kasim, A.; Abu, J., 2011. Comparison of the breeding performance of the barn owl Tyto alba javanica under chemical and bio-based rodenticide baiting in immature oil palms in Malaysia. *Dynamic Biochemistry, Process Biotechnology and Molecular Biology*, 5 (Special Issue 2): 5-11. http://www.globalsciencebooks.info/Online/GSBOnline/images/2011/DBPBMB_5(SI2)/DBPBMB_5(SI2)5-11o.pdf

Nakayama, S.M.M.; Morita, A.; Ikenaka, Y.; Mizukawa, H.; Ishizuka, M., 2019. A review: poisoning by anticoagulant rodenticides in non-target animals globally. *Journal of Veterinary Medical Science*, 81 (2): 298-313. http://dx.doi.org/10.1292/jvms.17-0717

Neuman-Lee, L.A.; Gaines, K.F.; Baumgartner, K.A.; Voorhees, J.R.; Novak, J.M.; Mullin, S.J., 2014. Assessing Multiple Endpoints of Atrazine Ingestion on Gravid Northern Watersnakes (Nerodia sipedon) and Their Offspring. *Environmental Toxicology*, 29 (9): 1072-1082. http://dx.doi.org/10.1002/tox.21837

Newton, I., 2013. Organochlorine pesticides and birds. *British Birds*, 106 (4): 189-205.

Norton, L.; Johnson, P.; Joys, A.; Stuart, R.; Chamberlain, D.; Feber, R.; Firbank, L.; Manley, W.; Wolfe, M.; Hart, B.; Mathews, F.; MacDonald, D.; Fuller, R.J., 2009. Consequences of organic and non-organic farming practices for field, farm and landscape complexity. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 129 (1-3): 221-227. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2008.09.002

O'Donnell, K.M.; Thompson, F.R.; Semlitsch, R.D., 2015. Prescribed fire and timber harvest effects on terrestrial salamander abundance, detectability, and microhabitat use. *Journal of Wildlife Management*, 79 (5): 766-775. http://dx.doi.org/10.1002/jwmg.884

O'Shea, T.J.; Johnston, J.J., 2009. Environmental contaminants and bats: Investigating exposure and effects. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Johns Hopkins University Press, 500-528. http://pubs.er.usgs.gov/publication/70194402

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H.; Efsa Panel Plant Protection Prod, 2018. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *Efsa Journal*, 16 (2). http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Odderskaer, P.; Prang, A.; Poulsen, J.G.; Andersen, P.N.; Elmegaard, N., 1997. Skylark (Alauda arvensis) utilisation of micro-habitats in spring barley fields. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 62 (1): 21-29. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(96)01113-9

Okoniewski, J.C.; Stone, W.B.; Hynes, K.P., 2006. Continuing Organochlorine insecticide mortality in wild birds in New York, 2000-2004. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77 (5): 726-731. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-006-1124-6

Olea, P.P.; Sanchez-Barbudo, I.S.; Vinuela, J.; Barja, I.; Mateo-Tomas, P.; Pineiro, A.; Mateo, R.; Purroy, F.J., 2009. Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections. *Environmental Conservation*, 36 (1): 1-4. http://dx.doi.org/10.1017/s0376892909005323

Oliveira, J.M.; Destro, A.L.F.; Freitas, M.B.; Oliveira, L.L., 2021. How do pesticides affect bats? - A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81 (2): 499-507. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.225330

Ottinger, M.A.; Dean, K.M., 2011. Neuroendocrine Impacts of Endocrine-Disrupting Chemicals in Birds: Life Stage and Species Sensitivities. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 14 (5-7): 413-422. http://dx.doi.org/10.1080/10937404.2011.578560

Pandey, S.P.; Mohanty, B., 2015. The neonicotinoid pesticide imidacloprid and the dithiocarbamate fungicide mancozeb disrupt the pituitary-thyroid axis of a wildlife bird. *Chemosphere*, 122: 227-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.061

Pandey, S.P.; Tsutsui, K.; Mohanty, B., 2017. Endocrine disrupting pesticides impair the neuroendocrine regulation of reproductive behaviors and secondary sexual characters of red munia (Amandava amandava). *Physiology & Behavior*, 173: 15-22. http://dx.doi.org/10.1016/j.physbeh.2017.01.030

Park, K.J., 2015. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: bats and their potential role as bioindicators. *Mammalian Biology*, 80 (3): 191-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.mambio.2014.10.004

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Peveling, R.; Demba, S.A., 2003. Toxicity and pathogenicity of Metarhizium anisopliae var. acridum (Deuteromycotina, Hyphomycetes) and fipronil to the fringe-toed lizard Acanthodactylus dumerili (Squamata : Lacertidae). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (7): 1437-1447. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220704

Peveling, R.; McWilliam, A.N.; Nagel, P.; Rasolomanana, H.; Raholijaona; Rakotomianina, L.; Ravoninjatovo, A.; Dewhurst, C.F.; Gibson, G.; Rafanomezana, S.; Tingle, C.C.D., 2003. Impact of locust control on harvester termites and endemic vertebrate predators in Madagascar. *Journal of Applied Ecology*, 40 (4): 729-741. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00833.x

Pisa, L.W.; Amaral-Rogers, V.; Belzunces, L.P.; Bonmatin, J.M.; Downs, C.A.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.; Liess, M.; McField, M.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Settele, J.; Simon-Delso, N.; Stark, J.D.; Van der Sluijs, J.P.; Van Dyck, H.; Wiemers, M., 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 68-102. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3471-x

Plaza, P.I.; Martinez-Lopez, E.; Lambertucci, S.A., 2019. The perfect threat: Pesticides and vultures. *Science of the Total Environment*, 687: 1207-1218. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.160

Pocock, M.J.O.; Jennings, N., 2008. Testing biotic indicator taxa: the sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 45 (1): 151-160. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01361.x

Poisson, M.C.; Garrett, D.R.; Sigouin, A.; Belisle, M.; Garant, D.; Haroune, L.; Bellenger, J.P.; Pelletier, F., 2021. Assessing pesticides exposure effects on the reproductive performance of a declining aerial insectivore. *Ecological Applications*, 31 (7): 13. http://dx.doi.org/10.1002/eap.2415

Ponce, C.; Alonso, J.C.; Argandona, G.; Fernandez, A.G.; Carrasco, M., 2010. Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation*, 13 (6): 603-612. http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-1795.2010.00387.x

Poulin, B.; Lefebvre, G., 2018. Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with Bacillus thuringiensis israelensis. *Insect Science*, 25 (4): 542-548. http://dx.doi.org/10.1111/1744-7917.12416

Poulin, B.; Lefebvre, G.; Paz, L., 2010. Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 884-889. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01821.x

Prosser, P.; Hart, A.D.M., 2005. Assessing potential exposure of birds to pesticide-treated seeds. *Ecotoxicology*, 14 (7): 679-691. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-005-0018-4

Prosser, R.S.; Anderson, J.C.; Hanson, M.L.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2016. Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: A critical review of the literature. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 59-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.009

Prouteau, L., 2021. *Characterization of nitrogen and neonicotinoid pesticide contamination in species of interest located in the Nouvelle-Aquitaine region: Analytical method development and applications*

Caractérisation de la contamination en pesticides azoles et néonicotinoïdes chez les espèces d'intérêt localisées en région Nouvelle-Aquitaine : développement de méthodes analytiques et applications. Université de La Rochelle (ULR). https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-03359720

Put, J.E.; Mitchell, G.W.; Fahrig, L., 2018. Higher bat and prey abundance at organic than conventional soybean fields. *Biological Conservation*, 226: 177-185. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.021

Rattner, B.A., 2009. History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, 18 (7): 773-783. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0354-x

Rattner, B.A.; Harvey, J.J., 2020. Challenges in the interpretation of anticoagulant rodenticide residues and toxicity in predatory and scavenging birds. *Pest Management Science*, 77 (2): 604-610. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6137

Rattner, B.A.; Horak, K.E.; Lazarus, R.S.; Eisenreich, K.M.; Meteyer, C.U.; Volker, S.F.; Campton, C.M.; Eisemann, J.D.; Johnston, J.J., 2012. Assessment of toxicity and potential risk of the anticoagulant rodenticide diphacinone using Eastern screech-owls (Megascops asio). *Ecotoxicology*, 21 (3): 832-846. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0844-5

Rattner, B.A.; Horak, K.E.; Lazarus, R.S.; Goldade, D.A.; Johnston, J.J., 2014. Toxicokinetics and coagulopathy threshold of the rodenticide diphacinone in eastern screech-owls (Megascops asio). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (1): 74-81. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2390

Rattner, B.A.; Horak, K.E.; Warner, S.E.; Day, D.D.; Meteyer, C.U.; Volker, S.F.; Eisemann, J.D.; Johnston, J.J., 2011. Acute toxicity, histopathology, and coagulopathy in american kestrels (falco sparverius) following administration of the rodenticide diphacinone. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (5): 1213-1222. http://dx.doi.org/10.1002/etc.490

Rattner, B.A.; Volker, S.F.; Lankton, J.S.; Bean, T.G.; Lazarus, R.S.; Horak, K.E., 2020. Brodifacoum Toxicity in American Kestrels (Falco sparverius) with Evidence of Increased Hazard on Subsequent Anticoagulant Rodenticide Exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (2): 468-481. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4629

Rauschenberger, R.H.; Wiebe, J.J.; Buckland, J.E.; Smith, J.T.; Sepulveda, M.S.; Gross, T.S., 2004. Achieving environmentally relevant organochlorine pesticide concentrations in eggs through maternal exposure in Alligator mississippiensis. *Marine Environmental Research*, 58 (2-5): 851-856. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2004.03.104

Rauschenberger, R.H.; Wiebe, J.J.; Sepulveda, M.S.; Scarborough, J.E.; Gross, T.S., 2007. Parental exposure to pesticides and poor clutch viability in American alligators. *Environmental Science & Technology*, 41 (15): 5559-5563. http://dx.doi.org/10.1021/es0628194

Reif, J.; Hanzelka, J., 2020. Continent-wide gradients in open-habitat insectivorous bird declines track spatial patterns in agricultural intensity across Europe. *Global Ecology and Biogeography*, 29 (11): 1988-2013. http://dx.doi.org/10.1111/geb.13170

Relyea, R.A., 2005. The lethal impact of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15 (4): 1118-1124. http://dx.doi.org/10.1890/04-1291

Rey, P.J., 2011. Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems: lessons from Spanish olive orchards. *Journal of Applied Ecology*, 48 (1): 228-237. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01902.x

Rial-Berriel, C.; Acosta-Dacal, A.; Zumbado, M.; Henríquez-Hernández, L.A.; Rodríguez-Hernández, Á.; Macías-Montes, A.; Boada, L.D.; Travieso-Aja, M.M.; Cruz, B.M.; Luzardo, O.P., 2021. A method scope extension for the simultaneous analysis of pops, current-use and banned pesticides, rodenticides, and pharmaceuticals in liver. Application to food safety and biomonitoring. *Toxics*, 9 (10). http://dx.doi.org/10.3390/toxics9100238

Rieke, S.; Heise, T.; Schmidt, F.; Haider, W.; Bednarz, H.; Niehaus, K.; Mentz, A.; Kalinowski, J.; Hirsch-Ernst, K.I.; Steinberg, P.; Niemann, L.; Marx-Stoelting, P., 2017. Mixture effects of azole fungicides on the adrenal gland in a broad dose range. *Toxicology*, 385: 28-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.tox.2017.04.012

Rivers, J.W.; Verschuyl, J.; Schwarz, C.J.; Kroll, A.J.; Bett, M.G., 2019. No evidence of a demographic response to experimental herbicide treatments by the White-crowned Sparrow, an early successional forest songbird. *Condor*, 121 (2). http://dx.doi.org/10.1093/condor/duz004

Robinson, R.A.; Sutherland, W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology*, 39 (1): 157-176. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00695.x

Roemer, G.W.; Gompper, M.E.; Van Valkenburgh, B., 2009. The Ecological Role of the Mammalian Mesocarnivore. *Bioscience*, 59 (2): 165-173. http://dx.doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9

Rogers, K.H.; McMillin, S.; Olstad, K.J.; Poppenga, R.H., 2019. Imidacloprid Poisoning of Songbirds Following a Drench Application of Trees in a Residential Neighborhood in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (8): 1724-1727. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4473

Rohr, J.R.; Kerby, J.L.; Sih, A., 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (11): 606-613. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.002

Rohr, J.R.; Schotthoefer, A.M.; Raffel, T.R.; Carrick, H.J.; Halstead, N.; Hoverman, J.T.; Johnson, C.M.; Johnson, L.B.; Lieske, C.; Piwoni, M.D.; Schoff, P.K.; Beasley, V.R., 2008. Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species. *Nature*, 455 (7217): 1235-U50. http://dx.doi.org/10.1038/nature07281

Rolek, B.W.; Harrison, D.J.; Loftin, C.S.; Wood, P.B., 2018. Regenerating clearcuts combined with postharvest forestry treatments promote habitat for breeding and post-breeding spruce-fir avian assemblages in the Atlantic Northern Forest. *Forest Ecology and Management*, 427: 392-413. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.068

Rosenberg, K.V.; Dokter, A.M.; Blancher, P.J.; Sauer, J.R.; Smith, A.C.; Smith, P.A.; Stanton, J.C.; Panjabi, A.; Helft, L.; Parr, M.; Marra, P.P., 2019. Decline of the North American avifauna. *Science*, 366 (6461): 120-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw1313

Rowe, C.L., 2008. "The Calamity of So Long Life": Life histories, contaminants, and potential emerging threats to long-lived vertebrates. *Bioscience*, 58 (7): 623-631. http://dx.doi.org/10.1641/b580709

Roy, C.; Grolleau, G.; Chamoulaud, S.; Riviere, J.L., 2005. Plasma B-esterase activities in European raptors. *Journal of Wildlife Diseases*, 41 (1): 184-208. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-41.1.184

Roy, C.L.; Coy, P.L.; Chen, D.; Ponder, J.; Jankowski, M., 2019. Multi-scale availability of neonicotinoid-treated seed for wildlife in an agricultural landscape during spring planting. *Science of the Total Environment*, 682: 271-281. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.010

Roy, C.L.; Jankowski, M.D.; Ponder, J.; Chen, D., 2020. Sublethal and Lethal Methods to Detect Recent Imidacloprid Exposure in Birds with Application to Field Studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (7): 1355-1366. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4721

Rubach, M.N.; Ashauer, R.; Buchwalter, D.B.; De Lange, H.; Hamer, M.; Preuss, T.G.; Töpke, K.; Maund, S.J., 2011. Framework for traits-based assessment in ecotoxicology. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 (2): 172-186. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.105

Ruiz, D.; Regnier, S.M.; Kirkley, A.G.; Hara, M.; Haro, F.; Aldirawi, H.; Dybala, M.P.; Sargis, R.M., 2019. Developmental exposure to the endocrine disruptor tolylfluanid induces sex-specific later-life metabolic dysfunction. *Reproductive Toxicology*, 89: 74-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2019.06.010

Rumschlag, S.L.; Rohr, J.R., 2018. The influence of pesticide use on amphibian chytrid fungal infections varies with host life stage across broad spatial scales. *Global Ecology and Biogeography*, 27 (11): 1277-1287. http://dx.doi.org/10.1111/geb.12784

Rusch, A.; Chaplin-Kramer, R.; Gardiner, M.M.; Hawro, V.; Holland, J.; Landis, D.; Thies, C.; Tscharntke, T.; Weisser, W.W.; Winqvist, C.; Woltz, M.; Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 198-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039

Sala, E., 2006. Top predators provide insurance against climate change. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (9): 479-480. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.006

Sanchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Sanchez, L.C.; Peltzer, P.M.; Lajmanovich, R.C.; Manzano, A.S.; Junges, C.M.; Attademo, A.M., 2013. Reproductive activity of anurans in a dominant agricultural landscape from central-eastern Argentina. *Revista Mexicana De Biodiversidad*, 84 (3): 912-926. http://dx.doi.org/10.7550/rmb.32842

Satre, D.; Reichert, M.; Corbitt, C., 2009. Effects of vinclozolin, an anti-androgen, on affiliative behavior in the Dark-eyed Junco, Junco hyemalis. *Environmental Research*, 109 (4): 400-404. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2009.01.004

Schabacker, J.; Hahne, J.; Ludwigs, J.D.; Vallon, M.; Foudoulakis, M.; Murfitt, R.; Ristau, K., 2020. Residue Levels of Pesticides on Fruits for Use in Wildlife Risk Assessments. *Integrated Environmental Assessment and Management*. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4345

Scharenberg, W.; Struwe-Juhl, B., 2006. White-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) in Schleswig-Holstein no longer endangered by organochlorines. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77 (6): 888-895. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-006-1227-0

Schaumburg, L.G.; Siroski, P.A.; Poletta, G.L.; Mudry, M.D., 2016. Genotoxicity induced by Roundup (R) (Glyphosate) in tegu lizard (Salvator merianae) embryos. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 130: 71-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2015.11.009

Şekercioğlu, C.H.; Wenny, D.G.; Whelan, C.J.; Floyd, C., 2016. Ecosystem services provided by avian scavengers. InWhy Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services (ÇH Şekercioğlu, DG We nny, and CJ Whelan, Editors). In: Şekercioğlu, C.H.; Wenny, D.G.; Whelan, C.J., eds. *Why Birds Matter: Avian Ecological Function and Ecosystem Services*. Chicago, IL, USA: University of Chicago Press, Chapter 12, 343-364.

Shimshoni, J.A.; Evgeny, E.; Lublin, A.; Cuneah, O.; King, R.; Horowitz, I.; Shlosberg, A., 2012. Determination of Brain Cholinesterase Activity in Normal and Pesticide Exposed Wild Birds in Israel. *Israel Journal of Veterinary Medicine*, 67 (4): 214-219. <Go to ISI>://WOS:000313938100004

Sieg, C.H., 1987. Small mammals: pests or vital components of the ecosystem. *Great Plains Wildlife Damage Control Workshop Proceedings*. US Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Forest and …, 88-92. https://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1097&context=gpwdcwp

Sievers, M.; Hale, R.; Parris, K.M.; Melvin, S.D.; Lanctot, C.M.; Swearer, S.E., 2019. Contaminant-induced behavioural changes in amphibians: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 693. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.376

Sigouin, A.; Bélisle, M.; Garant, D.; Pelletier, F., 2021. Agricultural pesticides and ectoparasites: Potential combined effects on the physiology of a declining aerial insectivore. *Conservation Physiology*, 9 (1): coab025. http://dx.doi.org/10.1093/conphys/coab025

Silva, J.M.; Navoni, J.A.; Freire, E.M.X., 2020. Lizards as model organisms to evaluate environmental contamination and biomonitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (7). http://dx.doi.org/10.1007/s10661-020-08435-7

Siriwardena, G.M.; Crick, H.Q.P.; Baillie, S.R.; Wilson, J.D., 2000. Agricultural land-use and the spatial distribution of granivorous lowland farmland birds. *Ecography*, 23 (6): 702-719. http://dx.doi.org/10.1034/j.1600-0587.2000.230608.x

Sladek, B.; Burger, L.; Munn, I., 2008. Avian community response to midrotation herbicide release and prescribed burning in Conservation Reserve Program plantations. *Southern Journal of Applied Forestry*, 32 (3): 111-119. http://dx.doi.org/10.1093/sjaf/32.3.111

Smalling, K.L.; Fellers, G.M.; Kleeman, P.M.; Kuivila, K.M., 2013. Accumulation of pesticides in pacific chorus frogs (Pseudacris regilla) from California's Sierra Nevada Mountains, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (9): 2026-2034. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2308

Smalling, K.L.; Reeves, R.; Muths, E.; Vandever, M.; Battaglin, W.A.; Hladik, M.L.; Pierce, C.L., 2015. Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502: 80-90. https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.114

Smart, J.; Amar, A.; Sim, I.M.W.; Etheridge, B.; Cameron, D.; Christie, G.; Wilson, J.D., 2010. Illegal killing slows population recovery of a re-introduced raptor of high conservation concern - The red kite Milvus milvus. *Biological Conservation*, 143 (5): 1278-1286. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.002

Spiller, K.J.; Dettmers, R., 2019. Evidence for multiple drivers of aerial insectivore declines in North America. *Condor*, 121 (2): 13. http://dx.doi.org/10.1093/condor/duz010

Stahlschmidt, P.; Bruhl, C.A., 2012. Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (7): 1556-1563. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1834

Stanton, R.L.; Morrissey, C.A.; Clark, R.G., 2016. Tree Swallow (Tachycineta bicolor) foraging responses to agricultural land use and abundance of insect prey. *Canadian Journal of Zoology*, 94 (9): 637-642. http://dx.doi.org/10.1139/cjz-2015-0238

Stanton, R.L.; Morrissey, C.A.; Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 244-254. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028

Stoate, C.; Boatman, N.D.; Borralho, R.J.; Carvalho, C.R.; de Snoo, G.R.; Eden, P., 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, 63 (4): 337-365. http://dx.doi.org/10.1006/jema.2001.0473

Stokely, T.D.; Kormann, U.G.; Verschuyl, J.; Kroll, A.J.; Frey, D.W.; Harris, S.H.; Mainwaring, D.; Maguire, D.; Hatten, J.A.; Rivers, J.W.; Fitzgerald, S.; Betts, M.G., 2021. Experimental evaluation of herbicide use on biodiversity, ecosystem services and timber production trade-offs in forest plantations. *Journal of Applied Ecology*: 15. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13936

Stoleson, S.H.; Ristau, T.E.; deCalesta, D.S.; Horsley, S.B., 2011. Ten-year response of bird communities to an operational herbicide-shelterwood treatment in a northern hardwood forest. *Forest Ecology and Management*, 262 (7): 1205-1214. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.06.017

Sun, J.C.; Covaci, A.; Bustnes, J.O.; Jaspers, V.L.B.; Helander, B.; Bardsen, B.J.; Boertmann, D.; Dietzf, R.; Labansen, A.L.; Lepoint, G.; Schulz, R.; Malarvannan, G.; Sonne, C.; Thorup, K.; Tottrup, A.P.; Zubrod, J.P.; Eens, M.; Eulaers, I., 2020. Temporal trends of legacy organochlorines in different white-tailed eagle (Haliaeetus albicilla) subpopulations: A retrospective investigation using archived feathers. *Environment International*, 138: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2020.105618

Swanson, J.E.; Muths, E.; Pierce, C.L.; Dinsmore, S.J.; Vandever, M.W.; Hladik, M.L.; Smalling, K.L., 2018. Exploring the amphibian exposome in an agricultural landscape using telemetry and passive sampling. *Scientific Reports*, 8. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-28132-3

Syromyatnikov, M.Y.; Isuwa, M.M.; Savinkova, O.V.; Derevshchikova, M.I.; Popov, V.N., 2020. The Effect of Pesticides on the Microbiome of Animals. *Agriculture-Basel*, 10 (3). http://dx.doi.org/10.3390/agriculture10030079

Taliansky-Chamudis, A.; Gomez-Ramirez, P.; Leon-Ortega, M.; Garcia-Fernandez, A.J., 2017. Validation of a QuECheRS method for analysis of neonicotinoids in small volumes of blood and assessment of exposure in Eurasian eagle owl (Bubo bubo) nestlings. *Science of the Total Environment*, 595: 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.246

Tarazona, D.; Tarazona, G.; Tarazona, J.V., 2021. A Simplified Population-Level Landscape Model Identifying Ecological Risk Drivers of Pesticide Applications, Part One: Case Study for Large Herbivorous Mammals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (15): 22. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18157720

Taylor, R.L.; Maxwell, B.D.; Boik, R.J., 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116 (3-4): 157-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.012

Tenan, S.; Adrover, J.; Navarro, A.M.; Sergio, F.; Tavecchia, G., 2012. Demographic Consequences of Poison-Related Mortality in a Threatened Bird of Prey. *Plos One*, 7 (11): 11. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0049187

Tennekes, H.; Zillweger, A.-B., 2010. The systemic insecticides: a disaster in the making. *Swiss Society of Toxicology, AnnualMeeting, 22 November 2012*. ETS Nederland BV Zutphen, 57 p. https://www.boerenlandvogels.nl/sites/default/files/Tennekes_Presentation_Annual%20Meeting_Swiss%20Toxicology%20Society_%2022112012.pdf

Tetsatsi, A.C.M.; Nkeng-Effouet, P.A.; Alumeti, D.M.; Bonsou, G.R.F.; Kamanyi, A.; Watcho, P., 2019. Colibri (R) insecticide induces male reproductive toxicity: alleviating effects of Lannea acida (Anacardiaceae) in rats. *Basic and Clinical Andrology*, 29 (1). http://dx.doi.org/10.1186/s12610-019-0096-4

Thompson, H.M., 1996. Interactions between pesticides; A review of reported effects and their implications for wildlife risk assessment. *Ecotoxicology*, 5 (2): 59-81. http://dx.doi.org/10.1007/bf00119047

Todd, B.; Willson, J.; Gibbons, J.W., 2010. The global status of reptiles and causes of their decline. *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles, Second Edition*. Hoboken: Taylor and Francis, 47-67. http://dx.doi.org/10.1201/EBK1420064162-c3

Topping, C.J.; Aldrich, A.; Berny, P., 2020. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*, 367 (6476): 360-363. http://dx.doi.org/10.1126/science.aay1144

Topping, C.J.; Dalby, L.; Skov, F., 2016. Landscape structure and management alter the outcome of a pesticide ERA: Evaluating impacts of endocrine disruption using the ALMaSS European Brown Hare model. *Science of the Total Environment*, 541: 1477-1488. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.042

Topping, C.J.; Sibly, R.M.; Akcakaya, H.R.; Smith, G.C.; Crocker, D.R., 2005. Risk assessment of UK skylark populations using life-history and individual-based landscape models. *Ecotoxicology*, 14 (8): 925-936. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-005-0027-3

Topping, C.J.; Weyman, G.S., 2018. Rabbit Population Landscape-Scale Simulation to Investigate the Relevance of Using Rabbits in Regulatory Environmental Risk Assessment. *Environmental Modeling & Assessment*, 23 (4): 415-457. http://dx.doi.org/10.1007/s10666-017-9581-3

Torquetti, C.G.; Guimaraes, A.T.B.; Soto-Blanco, B., 2021. Exposure to pesticides in bats. *Science of the Total Environment*, 755: 15. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142509

Traba, J.; Morales, M.B., 2019. The decline of farmland birds in Spain is strongly associated to the loss of fallowland. *Scientific Reports*, 9: 6. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-45854-0

Tscharntke, T.; Klein, A.M.; Kruess, A.; Steffan-Dewenter, I.; Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8 (8): 857-874. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x

Tschumi, M.; Ekroos, J.; Hjort, C.; Smith, H.G.; Birkhofer, K., 2018. Predation-mediated ecosystem services and disservices in agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 28 (8): 2109-2118. http://dx.doi.org/10.1002/eap.1799

Tuck, S.L.; Winqvist, C.; Mota, F.; Ahnstrom, J.; Turnbull, L.A.; Bengtsson, J., 2014. Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: a hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 746-755. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12219

Vallon, M.; Dietzen, C.; Laucht, S.; Ludwigs, J.D., 2018. Focal Species Candidates for Pesticide Risk Assessment in European Rice Fields: A Review. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (5): 537-551. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4054

Van den Brink, P.J.; Alexander, A.C.; Desrosiers, M.; Goedkoop, W.; Goethals, P.L.; Liess, M.; Dyer, S.D., 2011. Traits-based approaches in bioassessment and ecological risk assessment: Strengths, weaknesses, opportunities and threats. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 7 (2): 198-208. https://dx.doi.org/10.1002/ieam.109

Van Dijk, T.C.; Van Staalduinen, M.A.; Van der Sluijs, J.P., 2013. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *Plos One*, 8 (5): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062374

van Drooge, B.; Mateo, R.; Vives, I.; Cardiel, I.; Guitart, R., 2008. Organochlorine residue levels in livers of birds of prey from Spain: Inter-species comparison in relation with diet and migratory patterns. *Environmental Pollution*, 153 (1): 84-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.07.029

Van Meter, R.J.; Adelizzi, R.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M., 2019. Agrochemical Mixtures and Amphibians: The Combined Effects of Pesticides and Fertilizer on Stress, Acetylcholinesterase Activity, and Bioaccumulation in a Terrestrial Environment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (5): 1052-1061. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4375

Van Meter, R.J.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M.; Garrison, A.W.; Cyterski, M.; Purucker, S.T., 2015. Pesticide Uptake Across the Amphibian Dermis Through Soil and Overspray Exposures. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69 (4): 545-556. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-015-0183-2

Van Meter, R.J.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M.; Purucker, S.T., 2016. Soil organic matter content effects on dermal pesticide bioconcentration in american toads (Bufo americanus). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (11): 2734-2741. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3439

Van Meter, R.J.; Glinski, D.A.; Purucker, S.T.; Henderson, W.M., 2018. Influence of exposure to pesticide mixtures on the metabolomic profile in post-metamorphic green frogs (&ITLithobates clamitans&IT). *Science of the Total Environment*, 624: 1348-1359. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.175

Villard, P.; Ferchal, A.; Feldmann, P.; Pavis, C.; Bonenfant, C., 2021. Habitat selection by the Ringed Kingfisher (Megaceryle torquata stictipennis) on Basse-Terre, Guadeloupe: possible negative association with chlordecone pollution. *Journal of Caribbean Ornithology*, 34: 32-40. https://jco.birdscaribbean.org/index.php/jco/article/view/1284/984

Vyas, N.B., 1999. Factors influencing estimation of pesticide-related wildlife mortality. *Toxicology and Industrial Health*, 15 (1-2): 187-192. http://dx.doi.org/10.1177/074823379901500116

Vyas, N.B.; Kuenzel, W.J.; Hill, E.F.; Sauer, J.R., 1995. Acephate affects migratory orientation of the white-throated sparrow (Zonotrichia albicollis). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14 (11): 1961-1965. http://dx.doi.or/10.1002/etc.5620141118

Vyas, N.B.; Spann, J.W.; Hulse, C.S.; Gentry, S.; Borges, S.L., 2007. Dermal insecticide residues from birds inhabiting an orchard. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133 (1-3): 209-214. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9573-2

Vyas, N.B.; Spann, J.W.; Hulse, C.S.; Torrez, M.; Williams, B.I.; Leffel, R., 2004. Decomposed gosling feet provide evidence of insecticide exposure. *Environmental Monitoring and Assessment*, 98 (1-3): 351-361. http://dx.doi.org/10.1023/B:EMAS.0000038195.38438.be

Wang, D.; Zheng, S.C.; Wang, P.; Matsiko, J.; Sun, H.Z.; Hao, Y.F.; Li, Y.M.; Zhang, Z.W.; Que, P.J.; Meng, D.R.; Zhang, Q.H.; Jiang, G.B., 2019. Effects of migration and reproduction on the variation in persistent organic pollutant levels in Kentish Plovers from Cangzhou Wetland, China. *Science of the Total Environment*, 670: 122-128. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.039

Wang, M., 2013. From home range dynamics to population cycles: Validation and realism of a common vole population model for pesticide risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 294-307. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1377

Wang, Y.H.; Guo, B.Y.; Gao, Y.X.; Xu, P.; Zhang, Y.F.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2014. Stereoselective degradation and toxic effects of benalaxyl on blood and liver of the Chinese lizard Eremias argus. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 108: 34-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2013.11.004

Wang, Y.H.; Xu, P.; Chang, J.; Li, W.; Yang, L.; Tian, H.T., 2020a. Unraveling the toxic effects of neonicotinoid insecticides on the thyroid endocrine system of lizards. *Environmental Pollution*, 258. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113731

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Li, W.; Han, Y.T.; Guo, B.Y., 2019a. Study on neurotoxicity of dinotefuran, thiamethoxam and imidacloprid against Chinese lizards (Eremias argus). *Chemosphere*, 217: 150-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.016

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Li, W.; Yang, L.; Guo, B.Y., 2019b. Distribution, metabolism and hepatotoxicity of neonicotinoids in small farmland lizard and their effects on GH/IGF axis. *Science of the Total Environment*, 662: 834-841. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.277

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Xu, P.; Guo, B.Y.; Li, W., 2018. Metabolism Distribution and Effect of Thiamethoxam after Oral Exposure in Mongolian Racerunner (Eremias argus). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66 (28): 7376-7383. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02102

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Zeng, T.; Li, W.; Yang, L.; Guo, B.Y., 2019c. Accumulation and toxicity of thiamethoxam and its metabolite clothianidin to the gonads of Eremias argus. *Science of the Total Environment*, 667: 586-593. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.419

Wang, Z.K.; Tian, Z.N.; Chen, L.; Zhang, W.J.; Zhang, L.Y.; Li, Y.; Diao, J.L.; Zhou, Z.Q., 2020b. Stereoselective metabolism and potential adverse effects of chiral fungicide triadimenol on Eremias argus. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (8): 7823-7834. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07205-4

Wang, Z.K.; Zhu, W.N.; Xu, Y.Y.; Yu, S.M.; Zhang, L.Y.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2021. Effects of simazine and food deprivation chronic stress on energy allocation among the costly physiological processes of male lizards (Eremias argus). *Environmental Pollution*, 269: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.116139

Weir, S.M.; Dobrovolny, M.; Torres, C.; Goode, M.; Rainwater, T.R.; Salice, C.J.; Anderson, T.A., 2013. Organochlorine Pesticides in Squamate Reptiles from Southern Arizona, USA. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 90 (6): 654-659. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-013-0990-y

Weir, S.M.; Suski, J.G.; Salice, C.J., 2010. Ecological risk of anthropogenic pollutants to reptiles: Evaluating assumptions of sensitivity and exposure. *Environmental Pollution*, 158 (12): 3596-3606. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.08.011

Weir, S.M.; Yu, S.Y.; Talent, L.G.; Maul, J.D.; Anderson, T.A.; Salice, C.J., 2015. Improving reptile ecological risk assessment: Oral and dermal toxicity of pesticides to a common lizard species (Sceloporus occidentalis). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (8): 1778-1786. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2975

Werner, S.J.; Linz, G.M.; Tupper, S.K.; Carlson, J.C., 2010. Laboratory Efficacy of Chemical Repellents for Reducing Blackbird Damage in Rice and Sunflower Crops. *Journal of Wildlife Management*, 74 (6): 1400-1404. http://dx.doi.org/10.2193/2009-287

Whelan, C.J.; Sekercioglu, C.H.; Wenny, D.G., 2015. Why birds matter: from economic ornithology to ecosystem services. *Journal of Ornithology*, 156: S227-S238. http://dx.doi.org/10.1007/s10336-015-1229-y

Whelan, C.J.; Wenny, D.G.; Marquis, R.J., 2008. *Ecosystem services provided by birds*. Hoboken: Wiley-Blackwell (*Year in Ecology and Conservation Biology 2008*). http://dx.doi.org/10.1196/annals.1439.003

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Jennings, N.V., 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18 (5): 1283-1292. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00152.x

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Vaughan, N., 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40 (6): 984-993. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wiemeyer, S.N., 1996. Other organochlorine pesticides in birds. In: Beyer, W.N.; Heinz, G.H.; Redmon-Norwood, A.W., eds. *Environmental contaminants in wildlife: Interpreting tissue concentrations*. Boca Raton, FL.: SETAC, Lewis Publishers, 99-115. http://pubs.er.usgs.gov/publication/5200137

Willemsen, R.E.; Hailey, A., 2001. Effects of spraying the herbicides 2,4-D and 2,4,5-T on a population of the tortoise Testudo hermanni in southern Greece. *Environmental Pollution*, 113 (1): 71-78. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00160-3

Williams, S.T.; Maree, N.; Taylor, P.; Belmain, S.R.; Keith, M.; Swanepoel, L.H., 2018. Predation by small mammalian carnivores in rural agro-ecosystems: An undervalued ecosystem service? *Ecosystem Services*, 30: 362-371. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.12.006

Winqvist, C.; Bengtsson, J.; Aavik, T.; Berendse, F.; Clement, L.W.; Eggers, S.; Fischer, C.; Flohre, A.; Geiger, F.; Liira, J.; Part, T.; Thies, C.; Tscharntke, T.; Weisser, W.W.; Bommarco, R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology*, 48 (3): 570-579. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01950.x

Winters, A.M.; Rumbeiha, W.K.; Winterstein, S.R.; Fine, A.E.; Munkhtsog, B.; Hickling, G.J., 2010. Residues in Brandt's voles (Microtus brandti) exposed to bromadiolone-impregnated baits in Mongolia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (5): 1071-1077. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.02.021

Wobeser, G.; Bollinger, T.; Leighton, F.A.; Blakley, B.; Mineau, P., 2004. Secondary poisoning of eagles following intentional poisoning of coyotes with anticholinesterase pesticides in Western Canada. *Journal of Wildlife Diseases*, 40 (2): 163-172. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-40.2.163

Wolf, C.; Riffel, M.; Weyman, G.; Douglas, M.; Norman, S., 2010. Telemetry-based field studies for assessment of acute and short-term risk to birds from spray applications of chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (8): 1795-1803. http://dx.doi.org/10.1002/etc.227

Wood, T.J.; Goulson, D., 2017. The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (21): 17285-17325. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9240-x

Wu, C.H.; Lin, C.L.; Wang, S.E.; Lu, C.W., 2020. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, on the echolocation system of insectivorous bats. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 163: 94-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2019.10.010

Yao, G.J.; Jing, X.; Liu, C.; Wang, P.; Liu, X.K.; Hou, Y.Z.; Zhou, Z.Q.; Liu, D.H., 2017. Enantioselective degradation of alpha-cypermethrin and detection of its metabolites in bullfrog (rana catesbeiana). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 141: 93-97. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.019

Yildirim, I.; Ozcan, H., 2007. Determination of pesticide residues in water and soil resources of Troia (Troy). *Fresenius Environmental Bulletin*, 16 (1): 63-70. <Go to ISI>://WOS:000244841800013

Zhang, L.B.; Zhu, G.J.; Jones, G.; Zhang, S.Y., 2009. Conservation of bats in China: problems and recommendations. *Oryx*, 43 (2): 179-182. http://dx.doi.org/10.1017/s0030605309432022

Zhang, L.Y.; Chen, L.; Meng, Z.Y.; Jia, M.; Li, R.S.; Yan, S.; Tian, S.N.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2020. Effects of L-Glufosinate-ammonium and temperature on reproduction controlled by neuroendocrine system in lizard (Eremias argus). *Environmental Pollution*, 257: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113564

Zhang, L.Y.; Chen, L.; Meng, Z.Y.; Zhang, W.J.; Xu, X.; Wang, Z.K.; Qin, Y.N.; Deng, Y.; Liu, R.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2019. Bioaccumulation, behavior changes and physiological disruptions with gender-dependent in lizards (Eremias argus) after exposure to glufosinate-ammonium and L-glufosinate-ammonium. *Chemosphere*, 226: 817-824. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.007

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Zhao, Q.; Huang, M.Y.; Liu, Y.; Wan, Y.Y.; Duan, R.Y.; Wu, L.F., 2021. Effects of atrazine short-term exposure on jumping ability and intestinal microbiota diversity in male Pelophylax nigromaculatus adults. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (27): 36122-36132. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13234-9

Chapitre 10.

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les invertébrés des écosystèmes aquatiques

Auteurs : **Arnaud Chaumot**, **Marie-Agnès Coutellec** (coordinatrice), **Elliott Sucré**

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Pilote référent : Wilfried Sanchez

Sommaire

1. Cadrage scientifique : périmètre et problématique 723

1.1. Diversité des invertébrés aquatiques (phylogénie, cycle de vie, habitat, dispersion…) 723

1.2. Diversité des milieux aquatiques (typologie, degré d'anthropisation, vulnérabilité…) 724

1.3. Processus écologiques associés aux invertébrés aquatiques (et SE potentiellement affectés) 724

1.4. Spécificités écotoxicologiques des invertébrés aquatiques 724

2. Eléments de cadrage bibliographique 725

2.1. Stratégie de recherche bibliographique (construction et combinaison des requêtes) 725

2.2. Approches empiriques d'évaluation des effets sur la biodiversité à partir d'observations de terrain 726

2.2.1. Approches diagnostiques des effets sur les communautés 726

2.2.2. Approches rétrospectives pour l'étude des effets évolutifs et génétiques au sein des populations 727

2.3. Approches expérimentales 727

2.3.1. Altération de processus écologiques (mésocosmes) 728

2.3.2. Altération ou induction de processus éco-évolutifs (évolution expérimentale) 729

2.4. Approches à portée prédictive 729

2.4.1. Effets documentés au niveau de l'organisme (mais écologiquement pertinents et discutés au regard de données de contamination environnementale) 729

2.4.2. Recours à la modélisation des conséquences écologiques de scénarios d'exposition aux PPP 731

3. Résultats - Discussion 731

3.1. Impacts spécifiques directs et indirects de l'usage des PPP sur la biodiversité des invertébrés aquatiques 731

3.1.1. Des effets des PPP sur la diversité des espèces avérés par les données de terrain 731

3.1.2. Des effets des PPP sur la biodiversité, prédits à partir des approches expérimentales 735

3.1.3. Des effets des PPP sur la biodiversité, évalués à partir des approches à portée prédictive, basées sur la documentation d'effets au niveau de l'organisme 741

3.2. Conséquences des impacts des PPP sur les fonctions écologiques auxquelles contribuent les invertébrés aquatiques 743

3.2.1. Evidences terrain 743

3.2.2. Evidences basées sur les approches expérimentales 744

3.3. Substances exerçant les impacts directs les plus forts sur les invertébrés aquatiques 746

3.3.1. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études sur le terrain des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés 746

3.3.2. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études expérimentales des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés 748

3.3.3. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études à portée prédictive des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés 749

3.4. Pressions multiples : poids relatif des effets des PPP sur l'état des communautés et facteurs aggravants ou atténuateurs 749

3.4.1. Quels poids relatifs des PPP dans la structuration des communautés sur le terrain ? 749

3.4.2. Facteurs aggravants et limitants de l'impact des PPP sur les communautés *in situ* 750

3.4.3. Facteurs aggravants mis en évidence en conditions expérimentales 751

3.5. Evolution des méthodologies scientifiques d'évaluation : limites, conditions de validité, représentativité (composantes régionales, climatiques, etc.), applicabilité au contexte réglementaire 754

3.5.1. Evolutions méthodologiques pour le diagnostic *in situ* 754

3.5.2. Evolutions méthodologiques pour les approches expérimentales en mésocosmes 755

3.5.3. Evolutions méthodologiques des approches à portée prédictive, basées sur effets documentés au niveau de l'organisme 755

3.6. Spécificités ultra-marines 756

3.7. JEVI 757

4. Conclusion – messages clés à retenir 758

Références bibliographiques 759

1. Cadrage scientifique : périmètre et problématique

1.1. Diversité des invertébrés aquatiques (phylogénie, cycle de vie, habitat, dispersion…)

Les espèces classées sous le terme « invertébrés », qu'elles soient aquatiques ou non, présentent une très grande part de la diversité taxonomique animale et ne forment pas un clade (groupe monophylétique, dont les membres partagent des caractères hérités d'une ascendance commune ; voir Lecointre et Le Guyader, 2017). Ce regroupement recouvre en effet l'ensemble des phyla métazoaires (cténophores, porifères, placozoaires, cnidaires, et tous les sous-embranchements bilatériens). Les invertébrés rassemblent ainsi l'écrasante majorité des animaux vivant dans les écosystèmes, tant en termes de biomasse que de nombre d'espèces. Ils sont également caractérisés par une extraordinaire diversité écologique, étant présents dans presque tous les biotopes, où ils occupent la plupart des habitats au sein des écosystèmes. Leurs traits biologiques (morphologie, taille corporelle, mode de développement, de reproduction...) sont eux-mêmes très variables et sous-tendent une grande diversité d'histoires de vie au sein des communautés qu'ils constituent. La définition par défaut de ce groupe qui ne repose pas sur un critère de monophylie des espèces (l'absence de vertèbres n'a pas de valeur cladistique) explique en partie cette diversité : en effet, tout animal qui n'est pas vertébré, est invertébré. Ce groupe, paraphylétique par construction, est donc considérablement disparate et hétérogène. D'un point de vue évolutif, on peut en effet distinguer trois grands ensembles de lignées d'invertébrés dans l'arbre de la vie animale : tout d'abord, en position basale, quelques lignées métazoaires (porifères, placozoaires, cténophores, cnidaires) ayant divergé avant l'émergence des animaux bilatériens, deuxièmement, le groupe majeur des invertébrés protostomes comprenant d'un côté, les lignées lophotrochozoaires (dont les mollusques, les annélides) et de l'autre, les ecdysozoaires (par exemple, les arthropodes, les nématodes) et troisièmement, le groupe des deutérostomes, comprenant quelques lignées basales (échinodermes, échinodermes) et plusieurs groupes frères des vertébrés (tuniciers, céphalochordés) ; les vertébrés sont aussi des deutérostomiens (voir https://lifemap-ncbi.univ-lyon1.fr/). Comme le montrent la biologie évolutive du développement (evo-devo) et la génomique comparative, la divergence entre lignées d'invertébrés se reflète notamment dans l'équipement moléculaire de celles-ci et dans leurs modes de régulation de fonctions biologiques importantes (développement, métabolisme, homéostasie, reproduction). Dans le contexte écotoxicologique, ces disparités constitutives se traduisent par des sensibilités très hétérogènes vis-à-vis de composés chimiques comme les PPP, dont les modes d'action toxique peuvent être très ciblés (e.g. inhibition d'enzymes ou de récepteurs par fixation à des sites d'action spécifiques chez certains groupes taxonomiques). Cette hétérogénéité déroutante du fonctionnement biologique entre grandes lignées de métazoaires « non vertébrés » contribue à la difficulté de l'évaluation chez les invertébrés de la perturbation biologique par les xénobiotiques dont les PPP émis dans l'environnement.

Si l'on s'intéresse plus particulièrement au mode de vie aquatique, celui-ci est représenté dans tous ces phyla, et ce parfois de façon exclusive (e.g. métazoaires non-bilatériens). Comprendre l'impact des PPP sur les invertébrés aquatiques implique donc de considérer la diversité et l'hétérogénéité comme une caractéristique biologique omniprésente, notamment en termes de :

- biodiversité (majorité des espèces animales),
- complexité (e.g., plan d'organisation d'un placozoaire *vs* mollusque céphalopode),
- mode de vie (formes libres sessiles ou mobiles, parasitisme…),
- cycle de vie (entièrement aquatique ou non, pouvant inclure des formes de dormance/vie ralentie (e.g., éphippies des daphnies, œufs de dormance des rotifères…),
- durée de vie, nombre de générations par an (voltinisme), reproduction unique *vs* multiple au cours de la vie (sémel- vs itéroparité)…,
- mode de reproduction (scissiparité, parthénogénèse cyclique ou non, hermaphrodisme séquentiel, hermaphrodisme simultané avec possibilité d'autofécondation, sexes séparés),
- capacités de dispersion (fécondation externe ou interne, phorésie, cycle de vie parasitaire…),
- écologie fonctionnelle et place dans les réseaux trophiques (consommateurs primaires, secondaires).

1.2. Diversité des milieux aquatiques (typologie, degré d'anthropisation, vulnérabilité…)

Parallèlement à cette diversité biologique, les milieux aquatiques occupés par les invertébrés sont aussi remarquablement divers, que ce soit en termes de salinité (eaux douces, saumâtres, marines), de typologie (milieux lentiques *vs* lotiques) ou de connectivité (réseaux hydrographiques dendritiques, mares interconnectées, milieux estuariens…). Ces milieux présentent par ailleurs une disparité notable de niveaux d'anthropisation (depuis les étangs et autres plans d'eau artificiels aux eaux profondes des océans), de qualité (trophie, contaminations chimiques variées), et de vulnérabilité vis-à-vis des contaminations chimiques incluant les PPP (proximité des zones traitées, voies de transfert multiples).

1.3. Processus écologiques associés aux invertébrés aquatiques (et SE potentiellement affectés)

La présente expertise est centrée sur les impacts des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques. Il est apparu très rapidement que la littérature traitant directement des impacts fonctionnels au niveau écosystémique était quantitativement insuffisante pour permettre une synthèse pertinente sur cette seule base. En revanche, il est possible, dans une certaine mesure, de relier les impacts identifiés au niveau de paramètres d'effets écotoxicologiques classiques à des fonctions et processus et écologiques (voir section 3.2), à leur tour reliables à des services écosystémiques. A cette fin, nous avons identifié un certain nombre de processus écologiques dans lesquels sont impliqués les invertébrés aquatiques : (1) Régulation des échanges gazeux, (2) Dissipation des contaminants et des déchets dans les écosystèmes, (4) Rétention de l'eau dans les sols et les sédiments, (5) Régulation des flux d'eau, (7) Production et apport de matière organique dans les écosystèmes, (8) Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes, (9) Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments (11) Fourniture et maintien de la biodiversité et interaction biotiques dans les écosystèmes (voir aussi la liste des fonctions écologiques de ce rapport).

1.4. Spécificités écotoxicologiques des invertébrés aquatiques

Du point de vue écotoxicologique, les invertébrés aquatiques présentent des spécificités qu'il est intéressant de relever à ce stade, car elles peuvent traduire certaines prédispositions, notamment en matière de toxicité (sans toutefois ignorer le fait que même pour les substances dont le mode d'action sur un organisme cible est connu, un effet non-intentionnel différent reste possible sur d'autres types d'organismes). Parmi ces spécificités, on peut noter :

- une proximité phylogénétique entre certains groupes et les organismes cibles de PPP (e.g., insectes aquatiques et arthropodes crustacés vis-à-vis des insectes ravageurs des cultures),
- leur position centrale au sein des réseaux d'interactions entre espèces, et notamment les réseaux trophiques, qui leur confère une vulnérabilité écologique à la perturbation des niveaux trophiques inférieurs potentiellement sensibles à d'autres catégories de PPP (e.g. herbicides, fongicides) ainsi qu'un rôle important dans la propagation de tels effets indirects aux maillons supérieurs (e.g. prédateurs),
- la sensibilité d'espèces dont le cycle de vie est en phase avec la cyclicité des traitements agricoles (e.g., reproduction saisonnière des espèces univoltines et substances reprotoxiques),
- des durées de vie des espèces relativement courtes et propices à l'émergence de phénomènes micro-évolutifs causés par l'exposition aux PPP (effets multi- et transgénérationnels, évolution de résistances…),
- la possibilité de fortes fluctuations de taille des populations et de leur degré d'isolement, exacerbant les risques liés à la stochasticité démographique : effet Allee (déclin, extinction), dérive génétique (perte de diversité et de potentiel adaptatif, accumulation de fardeau génétique, vortex d'extinction). Ces

caractéristiques concernent en particulier les espèces peu mobiles, à cycle de vie purement aquatique, et occupant des milieux lentiques fermés et plus ou moins permanents.

S'ajoutant à la disparité phylogénétique, la grande diversité de traits biologiques et écologiques au sein des communautés d'invertébrés aquatiques est ainsi une source d'hétérogénéité de la vulnérabilité à l'exposition et aux effets écologiques des PPP parmi les espèces qui composent ces communautés. La diversité des types écologiques (habitat, phénologie), de traits tels que les modes alimentaires, respiratoires ou reproductifs, conduit à des niveaux d'exposition aux PPP très différents entre les espèces au sein d'un même écosystème. La diversité des stratégies démographiques, des cycles de vie (temps de génération, migration…) peut également conditionner de fortes différences dans la capacité de maintien et de récupération populationnelle au sein de ces communautés aquatiques (cf. modèles populationnels, Chapitre 14).

2. Eléments de cadrage bibliographique

2.1. Stratégie de recherche bibliographique (construction et combinaison des requêtes)

La stratégie globale appliquée a consisté à 1) élaborer une liste de termes pour trois grands thèmes (Biodiversité, Pesticides, Ecotoxicologie) ainsi que pour les milieux aquatiques continentaux *vs* marins, 2) explorer les différentes combinaisons possibles (agrégation et /ou intersection) entre ces trois thèmes, 3) choisir celle présumée apporter la meilleure résolution (testée par la présence d'articles jugés incontournables par les experts, indépendamment de toute requête sur le WoS).

Nous avons alors identifié trois grandes démarches adoptées dans la littérature permettant de documenter les effets écologiques des PPP chez les espèces d'invertébrés des écosystèmes aquatiques : 1/ une démarche rétrospective qui recourt à des études de terrain au sein des écosystèmes exposés aux PPP, 2/ une démarche qui expérimente l'effet des PPP sur des populations ou communautés artificielles 3/ une démarche prédictive (ou à portée prédictive) qui s'appuie sur l'extrapolation (théorique ou par modélisation) à des niveaux populations ou communautés d'effets écotoxicologiques jugés "écologiquement pertinents » (Figure 10-1).

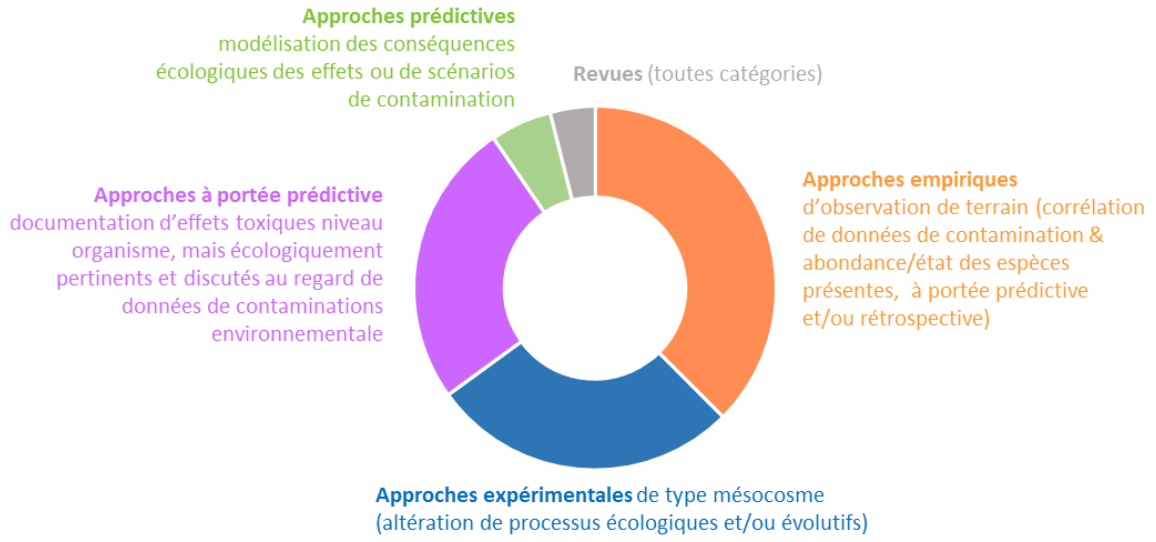


Figure 10-1. Représentation du corpus selon les catégories d'études (n = 621 articles)

2.2. Approches empiriques d'évaluation des effets sur la biodiversité à partir d'observations de terrain

2.2.1. Approches diagnostiques des effets sur les communautés

L'analyse et la curation du corpus issu des requêtes bibliographiques nous a permis d'identifier un premier ensemble d'articles qui s'appuient sur des **données de terrain** pour investiguer le lien entre contamination en PPP et effets sur la biodiversité des invertébrés aquatiques (72 articles : 12 articles de revue ou études d'intérêt méthodologique et **60 études de cas spécifiques**). Ces études recourent à **deux grands types d'approches méthodologiques** pour évaluer les effets communautaires des PPP chez les espèces d'invertébrés aquatiques à partir de données d'observation de terrain.

Tout d'abord, des **approches corrélatives** (pour les deux tiers des études de cas retenues) qui se basent sur la mise en relation de données d'état des communautés d'espèces (abondance, richesse, composition, caractéristiques fonctionnelles…) avec des données traduisant l'exposition de celles-ci aux PPP, majoritairement des données de contamination des milieux. Les études diagnostiques retenues pour l'analyse adoptent également des **approches de prédiction du risque** pour les invertébrés (dans la moitié des études de cas terrain retenues), en se basant uniquement sur des données de contamination enregistrées dans les milieux aquatiques. Les concentrations environnementales en PPP y sont confrontées soit à des concentrations d'effets toxiques définies chez différentes espèces d'invertébrés modèles (e.g. approche Quotient de Risque QR), soit à des seuils de qualité environnementale correspondant à des seuils de risque pour les communautés (NQE Norme de Qualité Environnementale, HC5 Hazardous Concentration pour 5% des espèces, ERL Environmental Risk Limits…).

Si on se concentre sur les 60 cas d'étude terrain du corpus, de façon très marquante, les milieux marins (1 étude récifale et 1 étude littorale), de transition (1 étude estuarienne et 1 étude lagunaire) ainsi que les milieux lentiques continentaux (1 étude lacustre, 3 en zones humides) sont quasiment inexistants : **85% des études terrain s'intéressent à la biodiversité des cours d'eau** continentaux, plutôt de petite taille avec peu d'études en fleuves ou grandes rivières, auxquelles s'ajoutent 4 études sur des rivières associées aux rizières. Cette lacune de données marines et en milieux côtiers (marais, mangroves, récifs coralliens) a déjà été relevée dans une revue récente relative au risque écologique liés aux substances organochlorées en Amérique du Sud (Girones *et al.*, 2020). Ceci trace notamment une difficulté à définir pour beaucoup de milieux aquatiques des gradients spatiaux ou des zones bien circonscrites contrastant l'influence potentielle d'une exposition aux PPP, gradients et zones qui soient également pertinents vis-à-vis de la structuration spatiale des communautés d'invertébrés pour permettre l'étude locale du lien exposition / communauté. Parmi les cas d'étude considérés dans notre analyse (principalement en milieu lotique donc), 50% se situent en Europe (dont 12 en Allemagne, 3 en France, 6 en Ibérie, 2 en Scandinavie), 25% en Amérique du Nord, 10% en Amérique latine, 10% en Australie, ainsi que 5 études en Asie (Chine, Japon) et une en Afrique du Sud.

Dans ce corpus d'études de cas, un contexte à forte dominante agricole est le plus souvent considéré, avec majoritairement un contexte de **grandes cultures (50% des cas)**, seulement quelques études en contexte de cultures permanentes (ex : vignoble, verger) ou maraichage. Un cinquième des études du corpus se situent en zone urbaine et ont été retenues pour l'aspect JEVI. Le reste relève d'études à large échelle mélangeant différents contextes de pressions dont la pression agricole. Les études qui soulignent les effets spécifiques de certains types de substances abordent pour **85% d'entre elles l'effet des insecticides** (50% des études se concentrent uniquement sur les insecticides) ; un tiers des études met en avant les herbicides, un quart les fongicides parmi les substances considérées dans les objectifs de l'étude. Dans ces articles publiés **entre 2000 et 2021**, les insecticides les plus souvent documentés sont les organophosphorés, les pyréthrinoïdes, les organochlorés, puis les carbamates, le fipronil et les néonicotinoïdes (7 études récentes dans le corpus pour ces néonicotinoïdes, dont 5 sur 2019 et 2020). Au regard des substances faisant l'objet d'un focus dans cette ESCo, on note l'absence d'études de terrain centrées sur chlordécone, SDHI, glyphosate ou agents de biocontrôle.

Comme pour les différents types de milieux investigués, nous avons également été surpris par un fort biais quant aux organismes invertébrés étudiés dans ces approches de terrain. Si on écarte 4 études qui extrapolent un risque générique pour les communautés animales à partir de données de contamination, **85% des études ont pour objet les macroinvertébrés benthiques**, auxquels s'ajoutent 10% centrées sur les invertébrés inféodés au sédiment (principalement en contexte urbain ou marin). Une seule étude s'intéresse à la composition du zooplancton (Pereira *et al.*, 2018), une autre à la méiofaune nématodes associée au biofilm de rivière (Bighiu *et al.*, 2020), ou encore une aux communautés parasitaires d'amphibiens (nématodes, helminthes) en zones humides (King *et al.*, 2007). Les effets potentiels des PPP sur la diversité corallienne ne sont qu'indirectement et marginalement illustrés dans une étude australienne à large échelle de l'influence des ruissellements agricoles régionaux sur l'écosystème de la grande barrière de corail (Fabricius et De'Ath, 2004).

2.2.2. Approches rétrospectives pour l'étude des effets évolutifs et génétiques au sein des populations

Ce type d'approche est quasi absent du corpus, probablement en lien avec l'intérêt très récent que suscite l'impact éco-évolutif des PPP, en dehors des évolutions de résistance connues chez les espèces cibles.

2.3. Approches expérimentales

Concernant les approches expérimentales, le corpus obtenu comporte une très grande majorité de travaux portant sur le niveau d'organisation « communauté » (n = 184), le niveau population étant beaucoup moins étudié spécifiquement, que ce soit du point de vue dynamique ou génétique (n = 30) ou via des traits individuels pertinents pour ce niveau (n = 46). De plus, comme pour les approches de terrain, les études centrées sur les **insecticides** sont majoritaires, avec 130 études sur les effets d'insecticides **seuls ou en mélanges** (+ 30 études incluant d'autres catégories de pesticides), contre 43 publications traitant d'herbicides, et 33 de fongicides (hors cuivre). Globalement, de telles disparités au sein de ce corpus « invertébrés aquatiques » ne sont pas surprenantes. D'une part, les invertébrés aquatiques ont en général des durées de vie qui se prêtent relativement bien aux approches d'écologie et d'évolution expérimentale (compatibles avec l'étude des dynamiques temporelles y compris multigénération, et de processus écologiques à long terme et indirects). D'autre part, les communautés d'invertébrés aquatiques sont quantitativement dominées par les arthropodes, des organismes *a priori* particulièrement sensibles aux insecticides (e.g., effets particulièrement marqués d'un mélange chlorpyrifos-lindane sur ces invertébrés par rapport aux invertébrés non-arthropodes ; *Cuppen et al.,* 2002). Ces molécules sont donc souvent utilisées, car *a priori* plus aptes à mettre en évidence des effets directs ou à permettre de tester des hypothèses d'interaction avec d'autres facteurs à l'échelle des communautés d'invertébrés aquatiques.

De plus, parmi les approches expérimentales mises en œuvre, plus de 50% d'entre elles reposent sur l'utilisation de **mésocosmes extérieurs fermés**, le plus souvent de dimensions réduites (petits bassins artificiels), et représentatifs de **systèmes naturels lentiques** divers, incluant étangs, mares, fossés de drainage proches de cultures, et dans une moindre mesure, plans d'eau et lacs. Les communautés d'invertébrés étudiées dans ces systèmes sont constituées d'une part de **zooplancton** (rotifères, microcrustacés cladocères, copépodes et ostracodes), et de **macroinvertébrés benthiques** (larves de diptères, éphéméroptères, plécoptères, trichoptères, hémiptères aquatiques, crustacés, mollusques gastéropodes). Le deuxième type de dispositifs expérimentaux les plus utilisés (26%) correspond aux systèmes représentatifs des **cours d'eau**, et qui semblent toujours organisés sans interconnexions physiques. Le quart restant des études expérimentales traite d'autres types de milieux d'eau douce anthropisés (rizières, étangs d'aquaculture), de zones humides (1), de milieux estuariens (2 études), marais salants (1), lagunes littorales (1), et du côté marin, de zones intertidales (5), et de milieu marin et océanique (11 études).

Une conséquence importante de ces caractéristiques à garder à l'esprit est que l'état des connaissances sur l'impact des PPP sur la biodiversité des invertébrés aquatiques et sur les services écosystémiques auxquels ils

contribuent repose principalement sur des résultats expérimentaux issus de milieux d'eau douce lentiques, et de réponses des communautés d'arthropodes.

Enfin, il est intéressant de rappeler dans ce préambule que les études expérimentales à l'échelle des communautés peuvent être requises dans le cadre réglementaire des approches d'évaluation par niveau (tiered-approaches), lorsque des tests de niveau inférieur sont jugés trop incertains.

2.3.1. Altération de processus écologiques (mésocosmes)

La motivation principale des approches expérimentales pour les écotoxicologues est, par opposition ou en complément des approches de terrain et des approches toxicologiques de laboratoire, d'être en mesure de proposer des **relations de cause à effet** qui soient à la fois mieux soutenues statistiquement (par opposition aux approches corrélationnelles de terrain), et **pertinentes d'un point de vue écologique** (e.g., conséquences plus globales de la toxicité d'une substance sur une des composantes biotiques de l'écosystème). L'implication de divers organismes représentatifs des réseaux trophiques et plus largement des différentes fonctions écologiques réalisées dans les écosystèmes aquatiques est donc un élément critique. Ainsi, les études en mésocosmes associent le plus souvent des descripteurs de la structure des communautés d'invertébrés aquatiques (e.g., richesse spécifique, abondances relatives, indices d'équitabilité) et des descripteurs fonctionnels (dégradation de la matière organique, consommation de proies, etc.). L'analyse statistique de la dynamique temporelle de ces structures en réponse aux PPP est souvent réalisée au travers d'une analyse dite PRC (Principal Response Curve), méthode d'ordination dérivée de l'analyse de redondance (RDA) et développée à l'origine par van den Brink et Ter Braak (1999). Elle représente la méthode standard, appliquée dans 80% des études de ce corpus. Dans cette analyse sous contrainte, les effets du traitement et du temps sont contraints tandis que la variance résiduelle ne l'est pas. Un test statistique y est associé et permet de tester la signification des composantes de variance associées au traitement, au temps et à leur interaction. De plus, cette analyse propose une représentation graphique intuitive de la première composante principale (part de variance maximale expliquée par l'ensemble des facteurs), qui traduit la divergence des assemblages d'espèces relativement aux conditions témoin, et permet en outre d'identifier les espèces les plus affectées par les facteurs considérés (indice *bk*). D'autres approches plus communément appliquées en écologie sont aussi parfois utilisées, comme par exemple l'analyse de chemins (path analysis ; e.g., MacMahon *et al.* 2012) ou des analyses basées sur les traits (Usseglio-Polatera *et al.*, 2000), et plus rarement des tests d'exposition *in situ* (par exemple, pour une espèce représentative de la communauté, avec un suivi permettant de tirer des conclusions plus précises à l'échelle populationnelle).

De façon complémentaire à ces études de variation structurelle, les impacts fonctionnels sont estimés via des dispositifs expérimentaux intégrés aux mésocosmes, avec principalement des poches contenant de la litière de feuilles d'aulne ou de peuplier, dont la maille permet le passage des macroinvertébrés déchiqueteurs ou détritivores tels que les gammares (parfois, des poches de maille plus fines sont également utilisées, pour permettre de comparer le rôle relatif des microorganismes et des macroinvertébrés dans la dégradation observée). Par ailleurs, les impacts fonctionnels peuvent être recherchés en termes de consommation (raclage/broutage de biofilm, consommation de proies), et de perturbation du réseau trophique (présence /absence de prédateurs croisée avec l'exposition aux PPP). Plus rarement, des indices écologiques de diversité fonctionnelle (e.g., entropie quadratique de Rao), ou relatifs à la niche des espèces et fondés sur les signatures isotopiques (C et N) peuvent être appliqués (e.g., Bayona *et al.*, 2014 ; 2015).

Les changements structurels observés sont généralement interprétés en termes d'effets fonctionnels directs *vs* indirects, les seconds invoqués notamment pour expliquer les effets positifs (augmentation de fréquence d'un taxon causée par la disparition ou la réduction d'un taxon sensible, et avec lequel il interagit via la compétition pour la ressource, la prédation, etc.).

A l'échelle des communautés, la capacité de récupération post-exposition est un important critère d'évaluation du risque et a fait l'objet de travaux méthodologiques spécifiques dans des dispositifs expérimentaux variés, empêchant ou permettant la recolonisation par voir aérienne (e.g., Caquet *et al.*, 2007) ou calibrant la distance et

la connectivité entre zones traitées et non traitées (Brock *et al.*, 2010). L'influence de zones refuges et plus généralement la connectivité entre milieux traités et non traités jouent un rôle critique dans cette capacité de récupération, qui peut s'avérer surestimée sur une plateforme expérimentale typique (où les unités expérimentales traitées avoisinent celles non traitées) par rapport aux conditions naturelles.

Enfin, on peut noter que les approches expérimentales sont puissantes pour tester d'éventuelles interactions entre les PPP et d'autres facteurs environnementaux, qu'ils soient biotiques ou abiotiques. Dans le contexte actuel d'Anthropocène et de changement global, la pertinence de ces approches est indéniable, car elles seules permettent de proposer des prédictions sous différents scénarios climatiques (augmentation des températures ou de l'amplitude de leurs fluctuations) impliquant des stress multiples. Néanmoins, il est important de garder à l'esprit que les conclusions issues des études présentées sont contraintes par les dispositifs expérimentaux utilisés et se limitent aux conditions et scénarios d'exposition choisis, et surtout que l'absence apparente d'effet peut résulter d'un plan expérimental trop peu puissant (nombre de réplicats insuffisant pour démontrer un niveau d'effet donné, problématique classique dans la mise en œuvre assez coûteuse de ces dispositifs expérimentaux de grande dimension), ou d'un protocole de suivi inadapté (durée, fréquence de mesure, etc.).

2.3.2. Altération ou induction de processus éco-évolutifs (évolution expérimentale)

Comparativement aux études purement écologiques, les approches expérimentales focalisées sur les impacts éco-évolutifs des PPP sont récentes et de fait, beaucoup moins nombreuses. Le corpus bibliographique de ce chapitre n'en a détecté que très peu, et il a donc été nécessaire d'approfondir la recherche sur ce thème particulier, en ciblant des revues d'écologie évolutive telles que *Evolutionary Applications, Molecular Ecology, Evolution*, et *Journal of Evolutionary Biology*. Si on se réfère aux objectifs de l'ESCo, la biodiversité en tant qu'objet d'étude est à considérer dans toutes ses dimensions, et comprend donc la diversité génétique intraspécifique (intra- et inter-population). Ce niveau particulier de diversité nous conduit obligatoirement à considérer les processus microévolutifs induits par les PPP sur les organismes exposés, qu'ils résultent d'effets de sélection directionnelle (adaptation génétique, résistance), du hasard (dérive génétique), ou d'autres forces évolutives (mode de reproduction et recombinaison, taux de mutation spontanée…). Le nombre toujours croissant de cas de résistances génétiques observés chez les espèces cibles de certains pesticides (insecticides, fongicides, bactéricides) constitue un argument de poids pour la prise en compte de tels effets potentiels lorsque l'on s'intéresse à l'impact des PPP sur la biodiversité. Du point de vue expérimental, les approches développées reposent soit sur des expositions multigénération (restreintes à des espèces à courte durée de vie), soit sur des tests de toxicité comparative au laboratoire impliquant des lignées échantillonnées dans des sites contaminés et non contaminés (avec la difficulté d'identifier parmi les pressions chimiques, la substance à l'origine de l'effet sélectif présumé), voire sur la combinaison des deux approches. Les rares études expérimentales identifiées seront discutées ici, en les reliant aux approches de terrain étudiant les mêmes types d'effet de façon rétrospective (analyses de patrons de variation et de divergence des populations naturelles et lignées conspécifiques en lien avec la pression pesticide identifiée ; section 2.2.2.).

2.4. Approches à portée prédictive

2.4.1. Effets documentés au niveau de l'organisme (mais écologiquement pertinents et discutés au regard de données de contamination environnementale)

Il existe pour les invertébrés aquatiques un corpus bibliographique conséquent qui s'intéresse aux effets des produits phytopharmaceutiques à l'échelle des organismes et/ou de leur physiologie principalement lors d'expositions au laboratoire. Cependant, parmi ces études, rares sont celles ayant une portée prédictive permettant de réaliser une projection sur d'éventuels effets sur la biodiversité, notamment en termes de structure et fonctionnement des populations et communautés d'invertébrés.

Dans ce contexte, les études que nous avons ciblées pour l'analyse du corpus « approches à portée prédictive avec des effets documentés au niveau de l'organisme » répondent nécessairement à deux critères : (1) les doses de contaminants testées sont « environnementalement » réalistes et les expositions chroniques ; (2) les paramètres d'effets étudiés illustrent l'état de santé et/ou la performance individuelle des organismes en s'intéressant prioritairement aux effets directs ou indirects sur leur survie, leur reproduction, leur comportement et plus largement sur leur « fitness ».

Ainsi, parmi les articles retenus par nos requêtes (1 235), et après un premier tri thématique (622), nous avons identifié 138 références adoptant une approche au niveau de l'organisme avec une valeur prédictive pour les effets sur la biodiversité. A l'issue d'une analyse fine des manuscrits, seules 37 références ont répondu aux deux critères précités permettant de répondre à la problématique de l'ESCo. Ce résultat n'est pas réellement surprenant dans la mesure où de très nombreuses études menées à l'échelle de l'organisme ou infra-organisme ont pour objectif d'évaluer la toxicité des contaminants avec des espèces modèles et des tests de toxicité aiguë (ex : test d'inhibition de mobilité après 48h chez les daphnies / ligne directrice ; OCDE, 2004). Des tests de toxicité chronique existent aussi chez ces organismes (ex : test de reproduction après 21 jours chez les daphnies / ligne directrice ; OCDE, 2012), cependant ils sont plus complexes à mettre en place et donc moins souvent utilisés. La calibration et l'interprétation de ces tests sont généralement destinées à la caractérisation du risque écotoxicologique (calculs de PNEC) et non réalisées dans la perspective d'une réflexion plus globale à l'échelle du fonctionnement de l'écosystème.

Parmi les études retenues, une quinzaine de familles de pesticides ont été considérées (Figure 10-2). On observe une dominance d'études sur les organophosphorés (22% du corpus), les pyréthrinoïdes (15%), néonicotinoïdes (12%) et les triazines (12%). Il est important de noter que seules quatre catégories d'usages sont représentées : insecticides (72%), fongicides (11%), herbicides (14%) et molluscicides (3%).

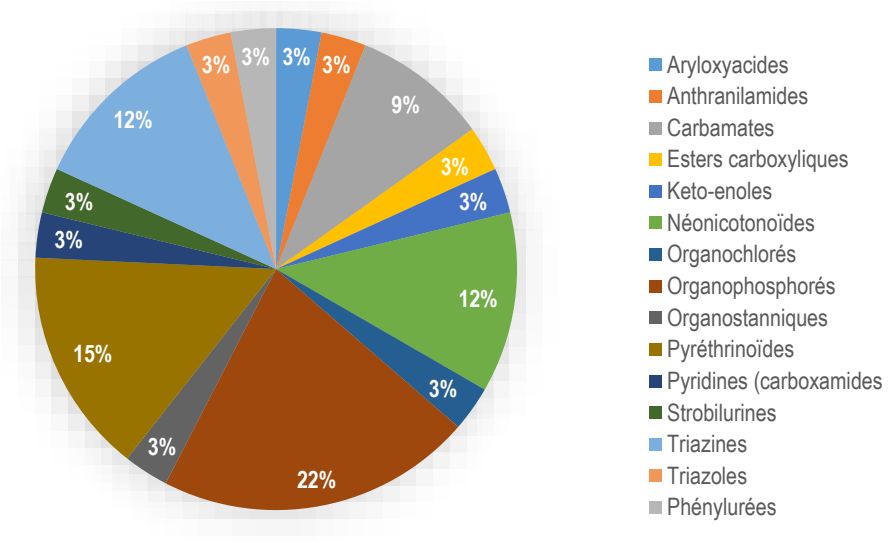


Figure 10-2. Différentes familles de pesticides représentées dans le corpus restreint aux « approches à portée prédictive avec des effets documentés au niveau de l'organisme »

La surreprésentation des insecticides dans notre corpus n'est encore une fois pas étonnante dans la mesure où les groupes ciblés (insectes) possèdent une physiologie proche des groupes d'invertébrés non cibles choisis par les auteurs des articles. En effet, ces groupes non cibles contiennent une grande majorité d'arthropodes (69%), dont 50% de crustacés et 19% d'insectes (Figure 10-3) dont la vulnérabilité aux insecticides est attendue comparable à celle des groupes cibles étant donné les modes d'action des substances actives. S'agissant des milieux de vie, on notera que la majorité des études concerne les milieux dulçaquicoles (70%).

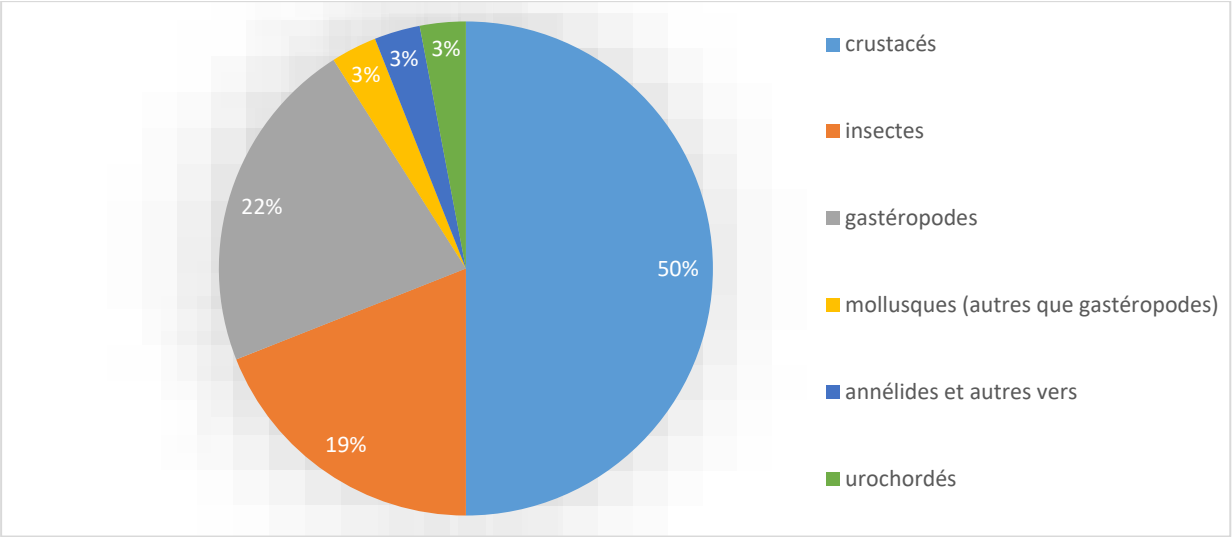


Figure 10-3. Différents groupes d'invertébrés étudiés dans le corpus « approches à portée prédictive avec des effets documentés au niveau de l'organisme »

2.4.2. Recours à la modélisation des conséquences écologiques de scénarios d'exposition aux PPP

Un dernier ensemble de 12 articles a pu être dégagé dans les résultats de la requête bibliographique relative aux PPP et aux invertébrés aquatiques. Il correspond au développement et à l'application de différentes approches de modélisation (principalement mécanistes) dans différents cadres de prédiction du risque écologique, ceci dans un but d'extrapolation entre niveaux d'organisation biologique ou échelles spatiales (modèles de dynamique de population, approche SSD, modèles de pression-impact, modèles de transfert, spatialisation…). Ceux-ci viennent compléter le corpus d'études expérimentales (terrain ou cosmes) qui intègrent également un recours à la modélisation (plutôt statistique) et permettent d'illustrer de façon théorique certains déterminismes importants du risque écologique des PPP pour les espèces d'invertébrés en milieu aquatique, ou encore de réaliser des exercices de projection spatiale (e.g. Schriever et Liess 2007) ou temporelle de ce risque en fonction de différents scénarios d'usage, de pratique ou d'évolution des conditions environnementales (e.g. Kattwinkel *et al*. 2011). Ils permettent également de souligner la pertinence écologique de certains types d'effets observés au niveau des organismes.

3. Résultats - Discussion

3.1. Impacts spécifiques directs et indirects de l'usage des PPP sur la biodiversité des invertébrés aquatiques

3.1.1. Des effets des PPP sur la diversité des espèces avérés par les données de terrain

Quelles méthodes ?

Les invertébrés aquatiques font partie des espèces identifiées comme particulièrement à risque face à l'utilisation agricole actuelle des PPP. On peut se référer par exemple à une étude récente se basant sur les données d'applications aux USA et qui pointe l'augmentation au cours de ces dernières années de la toxicité potentielle globale vis-à-vis de ce groupe taxonomique au regard des usages notamment de nouveaux insecticides, et ce, malgré la réduction des quantités appliquées (Schulz et Moodie, 2021). Pour établir si cette pression potentielle PPP se traduit en effet écologique réel pour ce groupe, différentes études mettent en regard données de

contamination aquatique et états d'abondance et de diversité d'espèces (**approche corrélative**). Pour cet exercice, les concentrations environnementales sont le plus souvent retraduites en termes de toxicité potentielle en les pondérant par des indicateurs de toxicité (EC50, NOEC…) définis au laboratoire chez différentes espèces d'invertébrés modèles comme daphnie, chironome, hyallèle : Unités Toxiques (Neumann *et al*. 2003 ; Schafer *et al*. 2013), Pesticide Toxicity Index (Overmyer *et al*. 2005 ; Mize *et al*. 2008) ou encore Quotient Equivalent Toxique (Cavallaro *et al*. 2019). Cette pondération s'impose notamment car elle permet de relativiser l'influence possible de différentes substances entre elles (PPP et autres contaminants) en termes de perturbations biologiques au regard de leur toxicité. On peut notamment intégrer l'ensemble des substances d'intérêt (PPP, insecticides, herbicides, famille de substances spécifiques ou molécule mère et métabolites) dans un unique indicateur de pression, suivant un modèle additif. L'approche autorise également la comparaison de relation « dose / effet » entre milieux qui peuvent être contaminés par des cocktails PPP différents (comparaison à large échelle spatiale (Berenzen *et al*., 2005), voire intercontinentale (Schafer *et al.*, 2012)).

Pour les approches diagnostiques du risque, qui extrapolent les données de contamination en PPP mesurées dans les milieux en termes de risque pour les espèces, les concentrations (ou leur combinaison via les approches unités toxiques) sont confrontées (i) soit à des seuils de référence d'effets toxiques définis chez différentes espèces d'invertébrés modèles (e.g. indicateur Risk Quotient RQ (Wan, 2013) ou encore Acute/Chronic Risk Threshold ART, CRT (Malaj *et al.*, 2014…), (ii) soit à des critères de qualité environnementale correspondant à des seuils de risque pour les communautés issus de différents volets de l'évaluation *a priori* du risque environnemental des substances (e.g. Norme de Qualité Environnementale NQE de la directive cadre sur l'eau en Europe (Vijver et van den Brink, 2014), Likely Effect Benchmark LEB, Effects Range-Low ERL… pour les sédiments (Moran *et al.*, 2017 ; Xie *et al.*, 2017 ; Pitacco *et al.*, 2020), (iii) soit de façon encore plus quantitative à des distributions de sensibilité des espèces (SSD) (Maltby *et al.*, 2005) permettant le calcul de fractions potentiellement affectées (PAF) au sein d'une communauté théorique d'espèces (Vijver et van den Brink, 2014). Un des avantages de l'approche PAF est là aussi de pouvoir intégrer et comparer le risque associé à différentes substances PPP, différentes pressions de contamination (métaux, pharmaceutiques…) (Silva *et al.*, 2015) et même différents types de stress (notamment physiques et relatifs à l'habitat). Ces indicateurs de risque *in situ* sont parfois également remobilisés comme indicateurs de pression en PPP dans les approches corrélatives (Pereira *et al.*, 2018). Différentes stratégies pour développer ces indicateurs d'exposition aux PPP pour les macroinvertébrés ont fait l'objet d'un article méthodologique évaluant leur caractère prédictif vis-à-vis des effets communautaires dans le contexte de petites rivières agricoles (Schäfer *et al.*, 2013).

Les conclusions de ces **études observationnelles** sont toujours à considérer avec précaution quant à l'établissement de causalité et à la généricité des résultats (souvent contexte-spécifiques). Une forte attention est à porter aux possibles facteurs de confusion (Liess et von der Ohe, 2005 ; Schafer *et al.*, 2012) et aux gradients de pressions environnementales couverts par les études. Les effets ou non-effets des PPP sur la biodiversité dépendent aussi du niveau de diversité initiale des communautés exposées qui peut varier soit naturellement, soit du fait d'autres perturbations environnementales (Overmyer *et al.*, 2005 ; Rasmussen *et al.*, 2012). Le jeu de substances suivies ne peut par ailleurs jamais être exhaustif, et se fait toujours avec certains *a priori* ou en fonction de contraintes expérimentales (capacités analytiques notamment). La co-occurrence des PPP peut amener ainsi à pointer la mauvaise substance comme responsable des réponses écologiques ou à surestimer l'effet spécifique de l'une d'entre elles (Vijver et van den Brink, 2014), ou encore passer totalement à côté d'effets de certains PPP en n'incluant pas *a priori* des substances d'intérêt (syndrome du réverbère). L'autre grande limite de ces approches est la disponibilité de données écotoxicologiques pertinentes pour les substances et espèces étudiées : la grande majorité des études ne s'appuie que sur des données de toxicité aiguë (mortalité) pour évaluer le risque de toxicité et les seuils d'effet chroniques ne sont le plus souvent déduits ou implicitement pris en compte qu'en appliquant des facteurs de sécurité empiriques à ces données aigues - la littérature se positionnant généralement par rapport à un facteur de 1/100 de la CE50 daphnie issu du principe européen d'uniformité de l'évaluation *a priori* des PPP (e.g. Liess et von der Ohe, 2005 ; Schafer *et al.*, 2007 ; Bereswill *et al*., 2013 ; Malaj *et al.*, 2014).

Des effets très marqués sur la biodiversité des macroinvertébrés au sein des petits cours d'eau agricoles

Une part importante du corpus identifié se rapporte au contexte d'applications de PPP en **grande culture** et de leurs effets sur les communautés des macroinvertébrés dans les **petits cours d'eau** situés au cœur de ces paysages agricoles. Une première étude de 2003 a révélé sur de grands jeux de sites (une centaine de rivières allemandes) des **réductions de 50% de l'abondance et de la richesse** (nombre d'espèces) en lien avec les traitements saisonniers et le transfert de PPP dans ces cours d'eau (Neumann *et al.*, 2003). Il est apparu que toutes les espèces d'invertébrés ne sont pas affectées au même niveau (Berenzen *et al.*, 2005 ; Liess et von der Ohe, 2005). L'examen de ces différences de réponse entre espèces a permis d'identifier des espèces dites à risque (SPEAR), appartenant majoritairement à certains ordres d'insectes. Pour cette classification, les auteurs se sont basés sur les sensibilités écotoxicologiques des différents groupes d'espèces connues au laboratoire (qui expliquent 60% de la réponse) et sur des traits de résistance écologique (40% de la réponse) en lien avec des capacités de dispersion, d'échappement à l'exposition ou capacité de régénération démographique (Liess et von der Ohe, 2005 ; Knillmann *et al.*, 2018). Cette deuxième dimension de sensibilité écologique dé-corrèle en partie l'indicateur SPEAR d'une stricte appartenance à certains groupes taxonomiques. L'abondance des espèces SPEAR peut être réduite de 75% dans les cours d'eau les plus exposés (Liess et von der Ohe, 2005 ; Orlinskiy *et al.*, 2015) et celle des espèces non à risque peut augmenter mais pas dans la même proportion (Liess et von der Ohe, 2005). L'approche a été étendue à d'autres zones géographiques - cours d'eau français bretons et finlandais (Schafer *et al.*, 2007), danois (Rasmussen *et al.*, 2012) ou encore australiens (Schafer *et al.*, 2012) – aboutissant à ce même constat de l'érosion de la diversité taxonomique avec la perte d'espèces SPEAR.

Au regard de la reproductibilité des patrons observés dans différentes zones géographiques, les relations empiriques exposition/impacts SPEAR couplées à des modélisations du risque de transfert par ruissellement ont servi à des exercices d'extrapolation à l'échelle européenne. Ces études ont conclu à un fort risque de dégradation des communautés d'espèces de macroinvertébrés sur **20% du territoire européen** (Schriever et Liess, 2007) ou encore que les insecticides empêchent **1/3 des petites cours d'eau** européens d'atteindre le bon état écologique DCE (Kattwinkel *et al.*, 2011). A côté de ces bilans extrapolés, l'examen des données de surveillance chimique et écologique *in situ* et réinterprétées grâce à l'approche SPEAR a permis d'évaluer que les PPP étaient responsables d'une **réduction de 40% de la richesse spécifique** des macroinvertébrés au sein des petits cours d'eau européens les plus exposés et de 25% en Australie (Beketov *et al.*, 2013).

Il faut noter que le contexte précis des petits cours d'eau au sein des paysages de cultures a été propice à la mise au jour de ces patrons de réponse de la diversité des espèces d'invertébrés aquatiques du fait du cadre spatial et temporel restreint des relations pression/communautés. Les facteurs de confusion potentiels ont également pu être bien pris en compte dans les analyses des patrons de la diversité des espèces dans ce contexte (Liess et von der Ohe, 2005 ; Schafer *et al.*, 2012).

Des observations complémentaires dans d'autres contextes écologiques, agricoles, géographiques ou de pressions environnementales

L'application de l'approche SPEAR a permis de révéler la modification des communautés d'invertébrés par différentes pressions insecticides par exemple sur un bassin agricole californien (Chiu *et al.*, 2016), ou encore sur les communautés associées au sédiment et à la végétation érigée dans la pampa argentine (culture de soja, Hunt *et al*., 2017a). Dans cette étude argentine, il a été d'ailleurs plus difficile de mettre en avant des effets sur la richesse globale et ce sont de nouvelles espèces (crustacés amphipodes) qui présentent également les caractéristiques SPEAR définies dans les premières études européennes qui sont affectées. L'application à de nouveaux contextes de culture intensive en Allemagne, Danemark, Suède, Australie, Panama, Costa Rica a également révélé que ce patron de dégradation des communautés de macroinvertébrés traduite par l'indice SPEAR n'est pas systématiquement retrouvé (alors que les niveaux d'abondance ou de richesse sont influencés par les indicateurs de pression pesticides dans certains cas). Ceci indique soit des effets des PPP plus faibles, soit des communautés déjà trop dégradées par d'autres pressions, avec une inadéquation de l'application directe de l'indicateur SPEAR à ces nouveaux contextes où l'indicateur est influencé par d'autres facteurs de pression agissant sur les

communautés : dégradation physique de l'habitat et sédimentation (Rasmussen *et al.*, 2012 ; Rasmussen *et al.*, 2016 ; Weber *et al.*, 2018 ; Cornejo *et al.*, 2019), eutrophisation (Bighiu *et al.*, 2020), salinisation (Schafer *et al.*, 2011). L'additivité des effets communautaires des PPP et de l'augmentation de la charge organique du milieu a pu être clairement documentée dans le cas des rejets de station d'épuration offrant la possibilité de corriger les indicateurs d'impact PPP SPEAR vis à vis de cet effet de confusion dans les contextes multi-pressions (Bunzel *et al.*, 2013). Toutefois, souffrant de cette imbrication des effets des différents stress sur les communautés d'invertébrés, une étude sur 4 grands bassins ibériques (incluant notamment des sites urbains) illustre qu'il est difficile de tracer des relations statistiques significatives entre occupation agricole, indicateurs de contamination toxique par les PPP et une dégradation de la richesse des espèces SPEAR dans les études à large échelle en **contexte multi-pression** (Kuzmanovic *et al.*, 2016).

Des effets persistants et documentés pour des niveaux faibles de concentrations dans les milieux aquatiques

Le contexte des petits cours d'eau de paysages agricoles soumis à des applications saisonnières sur les cultures a conduit les premières études à analyser les patrons sous l'angle d'une dynamique d'exposition des communautés par pics, avec une séquence annuelle « impact en période d'application / récupération démographique des espèces » (Liess et von der Ohe, 2005). Mais l'impact toxique de la contamination semble également se maintenir **hors période d'application** dans ces systèmes (Bereswill *et al.*, 2013) l'exposition étant par exemple possiblement maintenue via la persistance de certains PPP associés à la phase particulaire et sédimentaire, notamment pyréthrinoïdes, ou organophosphorés, et impliquant également pour certains contaminants des recharges par la nappe souterraine des cours d'eau (McKnight *et al.*, 2015). Cette exposition rémanente et chronique des communautés au stress PPP expliquerait que les niveaux moyens annuels d'exposition sont parfois plus explicatifs des impacts sur la diversité des espèces que les expositions évaluées en période de traitement (Chiu *et al.*, 2016). Cette conclusion interroge très fortement le choix réalisé dans la grande majorité des études, qui du fait du manque de données chroniques disponibles dans les bases de données écotoxicologiques pour de nombreuses substances PPP, ne considèrent que des données de mortalité aiguë, divisées par un facteur de sécurité (100 le plus souvent), pour évaluer le risque d'effets chroniques au sein des communautés. Les mécanismes de toxicité en jeu lors des expositions chroniques à certains PPP (reprotoxicité, perturbation endocrinienne, perturbation du comportement…) peuvent être totalement différents des modes d'action de toxicité aiguë et les niveaux de concentrations toxiques sublétales être ainsi dé-corrélées. Identifier alors les PPP qui contribuent le plus à l'impact chronique peut s'avérer difficile sur la base d'unités toxiques extrapolées à partir de données aiguës.

Interrogeant également le caractère aigu ou chronique du stress toxique lié aux PPP responsables des effets sur la diversité en macroinvertébrés dans ces petits cours d'eau agricoles, et malgré cette approximation dans l'analyse des effets chroniques possibles, un point sur lequel les études s'accordent est le **niveau bas des concentrations** exprimées en équivalents toxiques (Unités Toxiques relatives à la CE50 daphnie pour la plupart) pour lesquelles des effets sur les communautés sont clairement mis en évidence. Sont ainsi avancés des facteurs de 1/100 allant jusqu'à des facteurs de 1/1000 ou 1/10000 des CE50 daphnie dans certaines études (Liess et von der Ohe, 2005 ; Schäfer *et al.*, 2007 ; Schäfer *et al.*, 2012), avec par exemple des pertes de 40% des espèces SPEAR pour des niveaux de l'ordre de la CE50 daphnie/1000 (Orlinskiy *et al.*, 2015). Le constat de ces niveaux bas déclenchant des effets ne semble pas lié à une sous-estimation de l'exposition aux PPP dans ces cas d'étude terrain très fouillés et amène les auteurs à remettre en cause le caractère protecteur du seuil de risque chronique de 1/100 CE50 daphnie proposé à partir des études en mésocosmes (Schäfer *et al.*, 2012). De façon plus générale, la comparaison de ces seuils de concentrations exprimées en sommes d'unités toxiques entre études de terrain peut être biaisée, car ils dépendent du nombre et de la représentativité des molécules recherchées au regard de l'exposition réelle dans chaque situation. Par ailleurs, ces observations locales ont guidé le choix dans différentes études large échelle de fixer des seuils de risque chronique pour les invertébrés aquatiques à 1/1000 des CE50 daphnie dans l'interprétation des données de contamination des masses d'eau par les PPP (Kuzmanovic *et al.*, 2016), études qui pour certaines ont bien confirmé des dégradations des communautés pour ces niveaux bas d'exposition (Beketov *et al.*, 2013 ; Malaj *et al.*, 2014).

Des effets écologiques indirects et la diversité fonctionnelle totalement ignorés

Alors que les effets écologiques indirects des PPP constituent un objet central dans les études expérimentales de type cosmes, la grande majorité des études terrain qui s'appuient sur des modèles d'Unités Toxiques pour retraduire la pression PPP ignore par construction la possibilité d'**effets indirects** pour les invertébrés. Ces effets peuvent passer par exemple via un impact sur les producteurs primaires ou les communautés microbiennes ressources pour certains invertébrés consommateurs (voir Chapitres 6, 7 et 12). Pourtant, le potentiel toxique des herbicides ou des fongicides mesurés *in situ* n'est pratiquement jamais exprimé en rapport de la sensibilité des communautés photosynthétiques ou fongiques quand ils sont confrontés aux indicateurs de diversité des invertébrés (les Unités Toxiques sont toujours ramenées à des CE50 de crustacés ou d'insectes). Quelques études d'analyse à large échelle spatiale (Japon, Europe du sud) procédant plus par fouille de données que par test d'hypothèses ont pourtant révélé que des corrélations pouvaient exister entre potentiel toxique de la contamination en PPP vis-à-vis des organismes photosynthétiques et effets sur la diversité spécifique des peuplements d'invertébrés (De Castro-Catala *et al.*, 2020) ou sur leur composition en groupes fonctionnels (Misaki *et al.*, 2019).

L'autre étonnement est que les indicateurs de diversité analysés dans les études du corpus constitué se limitent à la diversité taxonomique locale (alpha-diversité ; e.g. richesse, indice de Shannon…). Les notions de diversité régionale (gamma-diversité) ou de dissimilarité inter-localités (beta-diversité) ne sont jamais abordées. Contrastant avec le recours fréquent à la description par traits bio-écologiques des espèces via l'approche bioindicatrice SPEAR, pratiquement aucune des 55 études de cas ne formalisent des indicateurs de **diversité fonctionnelle** des communautés d'invertébrés (e.g. entropie quadratique de Rao), et seules quelques études large échelle intéressées par la structuration des communautés à l'échelle des bassins dans des contextes multi-stress analysent explicitement les patrons de réponse des traits des espèces à la pression PPP en tant que modification de la diversité fonctionnelle des espèces (sélection de traits en fonction des types de pression) (Mondy *et al.*, 2016 ; Kuzmanovic *et al.*, 2017 ; De Castro-Catala *et al.*, 2020).

3.1.2. Des effets des PPP sur la biodiversité, prédits à partir des approches expérimentales

Vis-à-vis des limitations identifiées plus haut concernant l'évaluation basée sur les données de terrain, les approches en mésocosmes, par leur nature expérimentale, sont *a priori* plus puissantes pour mettre en évidence de relations de cause à effet. Toutefois, concernant les effets des PPP sur les communautés, il faut avoir conscience que ces approches peuvent s'avérer trop conservatives (risque de faux-négatifs), pour deux raisons principales : (1) une puissance statistique limitée, liée à la grande variance intra-modalité des données d'abondance spécifique et à un niveau de réplication rarement suffisant pour détecter des différences inférieures à 50% entre modalités (Sanderson *et al.*, 2009), (2) la sous-estimation d'effets réels, lorsque ceux-ci impliquent des interactions entre les PPP et d'autres facteurs de stress non considérés dans le plan expérimental (Relyea et Hoverman, 2008; Rasmussen *et al.*, 2013).

Concernant les effets structurels (i.e., composition des communautés), les impacts des PPP identifiés en conditions expérimentales de type mésocosme se déduisent de changements d'abondance relative des différents taxons au sein des communautés étudiées. En règle générale, malgré leur caractère conservatif, les études écotoxicologiques en mésocosmes montrent toujours des changements d'abondance relative au sein des communautés d'invertébrés, avec certains groupes affectés négativement et d'autres positivement. Selon les groupes et selon les PPP, ces effets peuvent être très précoces ou s'exprimer plus tardivement, persister ou finalement s'atténuer lorsque le suivi post-exposition est suffisamment long (récupération, ou recovery). Par ailleurs, le niveau de biodiversité lui–même peut être affecté, en lien avec la disparition d'espèces sensibles.

Du point de vue fonctionnel, les principales fonctions couvertes par les invertébrés aquatiques qui sont étudiées de façon directe dans ces approches expérimentales sont l'alimentation des consommateurs primaires (râclage/broutage de biofilm et autre périphyton) et la dégradation de matière organique, en particulier celle des litières végétales par les organismes détritivores. L'ensemble des fonctions impliquant les interactions biotiques est indirectement abordé via les abondances relatives et leur variation (consommateurs primaires et relations

prédateur-proie). De façon complémentaire, certaines études se focalisent sur la déconvolution des impacts constatés, entre effets directs des PPP (relevant de la toxicité sur les organismes exposés) et indirects (conséquences de la perturbation du réseau d'espèces).

La description exhaustive de tous les effets reportés dans les articles du corpus est impossible ici, et n'aurait pas d'intérêt en soi, car ces effets restent souvent difficiles à comparer de façon directe, i.e. sans le développement de méta-analyse (conditions expérimentales spécifiques, groupe taxonomique visé, habitat lentique *vs* lotique, etc.), ce qui peut poser des problèmes de synthèse et d'interprétation, notamment sur les effets long terme (voir Van Den Brink 2006). Des tendances génériques ont toutefois été proposées et observées, par exemple celle d'une plus faible sensibilité des espèces de plus petite taille au sein du zooplancton ou entre espèces zooplanctoniques *vs* macroinvertébrés, et peuvent faire l'objet de test d'hypothèse (Hanazato, 2001 ; Daam *et al.*, 2008).

Des effets directs et indirects à l'échelle des communautés

La distinction entre effets indirects et différés à l'échelle des communautés est parfois subtile car ils se traduisent souvent par les mêmes processus altérés. Concernant les invertébrés aquatiques, les protocoles expérimentaux mettant en œuvre des herbicides inhibiteurs de la photosynthèse sont *a priori* plus à même de mettre en évidence les composantes indirectes de la pression PPP (e.g., impact négatif de mélanges diuron/hexazinone sur le zooplancton et divers invertébrés ; Hasenbein *et al.,* 2017).

Par ailleurs, la temporalité des effets indirects semble pouvoir être déterminante dans les impacts attendus. Par exemple sous des scénarios réalistes d'exposition en zone agricole de climat tempéré et caractérisés par une dominance d'exposition aux herbicides en fin d'été - début d'automne (traitements pré-, post-récolte, pré-émergence) et aux insecticides et fongicides au printemps et début d'été, différents impacts indirects sont attendus chez les invertébrés à cycle de vie annuel (univoltinisme) : notamment un effet positif des insecticides sur la production primaire via une altération des insectes brouteurs, ou un effet indirect négatif des herbicides sur ces insectes brouteurs via la réduction de leur ressource trophique (voir la synthèse sur les producteurs primaires, Chapitre 6). Une étude alliant mésocosme et conditions de laboratoire décompose et montre ces deux types d'effet sur la larve de l'éphémère brouteur *Rhithrogena semicolorata* en considérant des fenêtres d'exposition basées sur les pratiques agricoles (Rybicki et Jungmann, 2018). Les effets indirects négatifs des insecticides sur les insectes peuvent aussi se surajouter à leurs effets directs (toxicité attendue), par exemple via la prédation facilitée (par dérive passive induite chez les nymphes), comme démontré expérimentalement sur un système éphémères/poissons en présence d'insecticides organophosphorés ou pyréthrinoïdes (Schulz et Dabrowski, 2001).

Sans constituer la démonstration d'un phénomène systématique, ces exemples illustrent la complexité des possibilités d'effets indirects (médiés par les invertébrés) des PPP sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques en fonction de leur catégorie d'usage. Dans les différents contextes d'agriculture où les expositions sont multiples et variées (en particulier en agriculture conventionnelle, mais pas uniquement), l'issue globale des effets directs et indirects de l'ensemble des substances présentes reste difficile à prédire en absence de validation empirique spécifique au cas par cas.

Des effets différés post-exposition avec des conséquences en termes de biodiversité

La toxicité des substances évaluée en conditions d'exposition constante ne renseigne pas sur les effets post-exposition. Concernant les PPP, elle n'est donc pas représentative des conditions les plus courantes d'exposition des organismes aquatiques, qui résultent d'entrées discontinues dans les milieux aquatiques, par ruissellement et dérive aérienne, suivant l'application ponctuelle de PPP (pulse). Les tests de toxicité à court terme devraient donc systématiquement inclure un suivi post-exposition (Beketov et Liess, 2008). Les effets post-exposition peuvent être létaux ou sublétaux, et dans le second cas, concerner l'organisme au cours de son propre cycle de vie ou sa descendance de façon inter- et transgénérationnelle (effets parentaux, épigénétiques, génétiques). De tels effets ont eux-mêmes des conséquences à l'échelle populationnelle en termes de fitness, de taux d'accroissement, de diversité phénotypique et génétique, en particulier s'ils impliquent des processus évolutifs et l'adaptabilité des

populations (impact sur la biodiversité intraspécifique, sur l'héritabilité des traits) (Medina *et al.,* 2007 ; Hoffmann et Willi, 2008 ; Bickham, 2011 ; Coutellec et Barata, 2013 ; Oziolor *et al.*, 2016 ; Brady *et al.*, 2017).

De tels effets létaux et sublétaux du thiaclopride ont ainsi été mis en évidence chez différents invertébrés aquatiques, après plusieurs jours post-exposition, pour des concentrations de toxicité modérée. Par exemple, la LC50 de cet insecticide pour le crustacé *Gammarus pulex* est plus de 50 fois plus faible après une période de post-exposition de 17 jours faisant suite à 24 h d'exposition que celle estimée après 1 jour post-exposition (Beketov et Liess, 2008). Des effets différés sublétaux de l'insecticide esfenvalérate (pyréthrinoïde) ont également été montrés chez la demoiselle *Coenagrion scitulum*, suite à une exposition au stade larvaire à des doses environnementalement réalistes, et se traduisant par une réduction des capacités locomotrices (proxy = masse musculaire) à l'âge adulte et une vulnérabilité accrue en termes de capacité d'adaptation au changement climatique par expansion vers le nord (Dinh *et al.*, 2016), ou encore chez le trichoptère *Brachycentrus americanus*, par un investissement réduit dans la reproduction chez les femelles ayant été exposées pendant le stade pupal (Palmquist *et al.*, 2008).

Vis-à-vis de ces démonstrations en conditions de test monospécifique de laboratoire, les expériences en mésocosme offrent la possibilité d'investiguer ces effets avec un degré plus élevé de pertinence écologique, soit à l'échelle des populations et des communautés et en considérant d'autres facteurs susceptibles d'interagir avec les PPP et les effets indirects susceptibles de se développer.

Des effets chroniques à faibles doses – le cas des néonicotinoïdes

L'impact écologique à long terme est une question particulièrement prégnante pour les invertébrés dans le cas d'insecticides aujourd'hui très largement utilisés tels que les néonicotinoïdes (malgré les restrictions imposées par l'UE depuis 2013 sur l'utilisation de certains d'entre eux). Le risque chronique posé pour les invertébrés aquatiques est important et résulte notamment de l'aptitude des néonicotinoïdes à atteindre les milieux aquatiques (grande solubilité dans l'eau) et à y persister sous forme adsorbée aux particules (Armbrust et Peeler, 2002). Ce risque est cependant mal évalué, car le plus souvent sur la base de tests de toxicité sur daphnies, dont la sensibilité est pourtant plus faible que celle d'autres groupes d'invertébrés aquatiques, i.e., insectes (Beketov et Liess, 2008 ; Wood et Goulson, 2017). Ainsi, une étude récente en mésocosmes montre l'impact majeur du thiaclopride à des concentrations environnementales (0,1 à 10 µg/L) sur les ordres principaux d'insectes (coléoptères, diptères, éphéméroptères, odonates et trichoptères), ainsi que pour la famille des chironomidae, une réduction de 50% de biodiversité à la concentration de 1 µg/L et quasi-totale à 10µg/L (Barmentlo *et al.*, 2021).

Ces substances peuvent avoir des effets chroniques sur l'abondance et la structure des communautés à des doses de l'ordre du µg/L et inférieures (Beketov et Liess, 2008 ; Kattwinkel *et al.*, 2016). Après arrêt des traitements, l'apparition d'effets différés a également été mise en évidence dans une étude canadienne en enceintes limnologiques *in situ* (limnocorrals) pour des concentrations beaucoup plus faibles d'imidaclopride et de clothianidine (inférieures à 0,05 µg/L), effets se traduisant par un avancement significatif de la date d'émergence des chironomes et des demoiselles (Cavallaro *et al.*, 2018). Du point de vue fonctionnel, la désynchronisation de phénologie de ces organismes pourrait avoir des conséquences écosystémiques importantes, notamment en termes de quantité d'individus émergeants, et donc d'apport de biomasse vers le milieu terrestre (ressource trophique pour des prédateurs terrestres tels que les oiseaux).

Des effets dépendant des voies d'exposition – le cas des pyréthrinoïdes

La question de l'exposition des invertébrés aquatiques aux pyréthrinoïdes est complexe. Par voie aqueuse, l'exposition est supposée très ponctuelle (e.g., pulse transitoire de quelques heures suivant une précipitation intense), en raison de la forte hydrophobicité de ces composés, ce qui conduit à des effets directs attendus eux-mêmes très immédiats. Cependant, plusieurs études ont montré que l'exposition ponctuelle par voie aqueuse peut avoir des conséquences à court et à long terme sur les invertébrés des cours d'eau (Liess et Schulz, 1996 ; Schulz et Liess, 2001 ; Rasmussen *et al.*, 2008 ; Norum *et al.*, 2010).

Contrastant avec leur « passage » transitoire dans la phase dissoute, les pyréthrinoïdes persistent dans les milieux aquatiques par adsorption aux particules sédimentaires et organiques (Gan *et al.*, 2005), sous une forme moins biodisponible qu'en solution mais à laquelle sont exposés les organismes de façon plus chronique, en particulier ceux vivant dans le sédiment, ainsi que les organismes déchiqueteurs et brouteurs. Il est en effet vraisemblable que les sources de nourriture de ces invertébrés soient exposés aux pyréthrinoïdes (Rasmussen *et al.*, 2013 ; Pristed *et al.*, 2016). L'impact des voies trophiques d'exposition aux PPP, telles que par adsorption aux particules alimentaires est encore sous-étudié, malgré son importance en termes de fonctionnement écosystémique (Bundschuh et McKie, 2016), ou pour l'évaluation du risque des plantes transgéniques pour les consommateurs primaires (Bundschuh *et al.*, 2019).

Les résultats d'une méta-analyse fondée sur 16 études expérimentales (mésocosmes) de l'effet de pyréthrinoïdes sur différents paramètres d'effets mesurés chez des invertébrés des cours d'eau selon des scénarios d'exposition environnementalement réalistes (concentrations et durée d'exposition) montrent sans ambiguïté des impacts négatifs préoccupants. Ces résultats, se traduisent par des valeurs seuils (CE50) de 3 à 4 ordres de grandeur plus faibles que la CL50-48h standard établie pour *Daphnia magna* (Rasmussen *et al.*, 2013). Par exemple, en termes de **survie**, la CL50 s'avère chez *Gammarus pulex* 100 fois plus faible que celle de la daphnie, et ce pour des expositions beaucoup plus courtes (maximum de 90 minutes). La sensibilité observée plus faible de certaines espèces comme *Limnephilus lunatus* peut être liée à une exposition réduite due au mode de vie larvaire particulier de ce trichoptère (fourreau protecteur). Concernant le **comportement de dérive active**, la CE estimée s'avère chez les espèces étudiées globalement 1 000 fois inférieure à la CL50 *D. magna*. Du point de vue fonctionnel, l'analyse montre une claire diminution de **l'activité d'alimentation**, dans le cas d'exposition directe (eau), et dans une moindre mesure quand l'exposition se fait via la nourriture (adsorption). Il faut noter qu'en milieu naturel les individus et leur nourriture sont simultanément exposés, et que les deux voies d'exposition devraient être considérées de façon cumulative. Ainsi, une étude plus récente (non incluse dans la méta-analyse de Rassmusen *et coll.*) montre une interaction significative synergique des deux voies d'exposition à la lambda-cyhalothrine (2 h à 0,1 et 1 µg/L) sur l'activité d'alimentation de l'éphéméroptère *Heptagenia sulphurea*, alors même que la voie trophique seule (biofilm contaminé) n'a pas d'effet sur ce trait (Pristed *et al.*, 2016). Enfin, dans la méta-analyse précitée (Rasmussen *et al.*, 2013), l'absence d'effets identifiés sur le cycle de vie est à relier au fait que les seuls jeux de données disponibles pour l'analyse étaient limités à une espèce, qui plus est particulièrement peu sensible aux pyréthrinoides (*Limnephilus lunatus*). Cette absence apparente d'effet sur le cycle de vie est d'ailleurs contrebalancée par une étude plus récente montrant une interaction synergique des deux voies d'exposition (exposition biphasique via l'eau et la nourriture) sur le taux d'émergence du trichoptère *Anabolia nervosa*, et ce, à des concentrations n'ayant pas d'effet en condition d'exposition monophasique (Rasmussen *et al.*, 2017). Dans l'ensemble, ces résultats militent pour la prise en compte explicite des voies multiples d'exposition dans l'évaluation du risque des PPP.

Absence d'effet : réalité ou non-détection ?

Un exemple de ce type de résultat est issu d'une expérience menée sur le terrain en zone intertidale, qui conclut à l'absence d'effet de la perméthrine (appliquée à raison de 2 g par quadrat de 30x30 cm) sur les communautés présentes dans les quadrats, principalement composées de crustacés, mollusques, polychaetes et algues (Mayer-Pinto et Ignacio, 2015). On notera toutefois de cette étude un manque flagrant de puissance statistique (4 quadrats par traitement, mais impliquant deux types d'assemblages) non évoqué par les auteurs, et ce, malgré une très grande variance intra-modalité (modalité témoin y compris) en termes d'abondance des espèces étudiées.

Des impacts sur la diversité intraspécifique et son évolution

Au-delà du stress physiologique direct ou indirect induit par la présence des PPP dans l'environnement des invertébrés aquatiques, l'impact évolutif constitue une menace supplémentaire sur les populations et par conséquence sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes. La prise de conscience de cette dimension évolutive dans l'évaluation du risque en est encore à ses balbutiements, malgré une documentation de plus en plus

riche d'effets sur des organismes non cibles (e.g., éditoriaux Coutellec et Barata, 2011 ; 2013 ; Orsini *et al*., 2012), et malgré la connaissance actuelle des modalités d'évolution et de propagation des résistances génétiques et de leurs bases moléculaires chez les espèces cibles des PPP (Paris et Després, 2012 ; Ffrench-Constant, 2013).

La diversité intraspécifique représente un des trois piliers de la biodiversité, sur laquelle repose le potentiel adaptatif des populations vis-à-vis du changement environnemental (Lande et Shannon, 1996). Les programmes d'amélioration génétique reposent depuis des décennies sur l'exploitation de la diversité génétique (Falconer et Mackay, 1996), et la relation positive entre diversité génétique et fitness, qu'illustre bien au niveau de l'organisme le concept expérimental d'hétérosis ou vigueur hybride, est aujourd'hui largement documentée chez de nombreuses espèces non exploitées (DeWoody *et al.*, 2021). De même, la diversité génétique et les risques d'extinction liés à sa réduction sont au cœur des programmes de biologie de la conservation (Frankham, 2010). L'importance de la diversité génétique dans le maintien des populations exposées aux PPP est bien illustrée par une étude récente qui montre chez la daphnie l'aptitude des populations génétiquement plus diverses à se maintenir plus longtemps en milieu contaminé par le cuivre à des concentrations croissantes allant jusqu'à 186 µg/L (Loria *et al.*, 2022).

Effets sélectifs

Chez les invertébrés aquatiques, l'évolution de tolérance à certains insecticides témoigne d'un processus évolutif de sélection (adaptation génétique) induit par l'exposition chronique ou répétée des populations. Une telle évolution a été observée dans le complexe d'espèces du crustacé *Hyalllela azteca* en réponse à la présence persistante de pyréthrinoïdes dans les sédiments d'hydrosystèmes californiens. L'étude, remarquable, allie tests de laboratoire (toxicité d'un pyréthrinoïde modèle) et génotypage d'individus échantillonnés dans différents sites de niveaux de contamination variables. Les résistances s'avèrent multiples, impliquant l'évolution parallèle de différentes mutations alternatives et connues chez les insectes cibles, au niveau du gène codant pour le canal sodium (*vgsc*, cible des pyréthrinoïdes) (Weston *et al.*, 2013 ; Major *et al.*, 2018). De la même façon, une autre mutation ponctuelle conférant une résistance aux organophosphorés et aux carbamates (et également déjà décrite chez les espèces cibles, i.e., substitution de l'acide aminé glycine vers la sérine en position 119 de la séquence de l'acétylcholine estérase) a été caractérisée chez cette espèce (Major *et al.*, 2020). L'étude suggère de surcroît l'existence d'une duplication du gène codant pour l'acétylcholine estérase (*ace-1)* conférant une résistance au chlorpyrifos. Une telle démonstration de processus adaptatif en cours ou très récent en milieu naturel chez des organismes non-cibles est rare. En termes de coût potentiel associé au développement de résistance, la question de la bioaccumulation des pyréthrinoïdes dans les individus des populations d'hyallèles résistantes se pose, avec une conséquence fonctionnelle importante pour les consommateurs secondaires (voir Hartz *et al*., 2021).

Allant dans le même sens, des travaux récents menés chez un autre modèle crustacé, *Gammarus pulex*, suggèrent également le développement de résistance vis-à-vis d'insecticides, par l'observation d'une sensibilité différente à la clothianidine (néonicotinoïde) entre individus échantillonnés dans des populations plus ou moins exposées à la pression pesticide (Becker et Liess, 2017 ; Shahid *et al.*, 2018 ; Becker *et al.*, 2020). Les auteurs invoquent certains facteurs susceptibles de faciliter l'évolution de résistance génétique, comme la distance vis-à-vis de populations non tolérantes (facilitation de l'effet sélectif par limitation du flux entrant de gènes non adaptés dans les populations ; voir Hoffmann et Willi (2008) pour une description plus précise des déterminants de l'adaptation génétique en conditions naturelles), ou encore la faible diversité spécifique de la communauté, qui favoriserait l'intensification de la compétition intra-spécifique (par relâchement des interactions biotiques interspécifiques).

Une approche sans *a priori* de génomique des populations, visant à identifier des régions génomiques impliquées dans la réponse à la sélection (adaptation locale), suggère le rôle de la pression PPP sur la diversité génétique des populations de l'éphéméroptère *Andesiops torrens* au Chili, par la détection de deux gènes sous sélection, pouvant être impliqués dans la résistance cuticulaire aux insecticides (LDL receptor-related protein 2 and Dump), (Gouin *et al*., 2019).

En conditions de stress sévère et abrupt, la capacité des populations à répondre par adaptation génétique après une phase de déclin est également à la base du concept de sauvetage évolutif (evolutionary rescue, Bell, 2017).

De façon intéressante, l'étude de Loria *et al*. (2022) mentionnée plus haut montre également que si une majorité de populations exposées finissent toute de même par décliner jusqu'à l'extinction, quelques-unes présentent une dynamique en « U » compatible avec le phénomène adaptatif de sauvetage évolutif.

Dans l'ensemble, ces résultats démontrent l'importance insoupçonnée des processus évolutifs en cours dans les populations naturelles exposées de façon non-intentionnelle aux PPP, et l'urgence de développer des outils permettant de les évaluer (voir Oziolor *et al*., 2016).

L'adaptation aux PPP peut impliquer un **coût**, c'est-à-dire une baisse de performance de fitness lorsque la pression sélective est levée, ou lorsqu'un autre facteur de stress se surimpose. Ce concept de coût repose notamment sur le constat qu'en absence de pesticide, le ou les gènes résistants sont généralement rares dans les populations et que la résistance est souvent instable dans les populations ou lignées expérimentales (Coustau *et al.*, 2000). Une revue récente de 170 études publiées sur coût de la résistance aux insecticides chez les insectes cibles montre que dans 60 % des cas, la résistance implique effectivement un coût en termes de fitness (Freeman *et al.*, 2021). Ce coût s'exprime en particulier par un retour de la souche à l'état sensible en absence de traitement (réversion), et par une réduction de la reproduction. La généralité de ce résultat masque toutefois des différences entre familles d'insecticides (coût moins fréquent de la résistance aux organochlorés qu'aux pyréhtrinoïdes, aux néonicotinoïdes, ou au Bt). Chez les modèles invertébrés aquatiques non cibles des PPP, ce type d'effet est encore très peu étudié, mais on peut citer les travaux emblématiques de Jansen & coll. sur les effets du carbamate carbaryl chez *Daphnia magna.* Ainsi, le niveau de tolérance exprimé par des populations naturellement exposées diminue au laboratoire en absence de carbaryl (Jansen *et al.,* 2015), et des lignées clonales sélectionnées par le traitement insecticide s'avèrent plus sensibles au parasitisme que leurs conspécifiques non résistantes au carbaryl (Jansen *et al.,* 2011). Il faut noter ici que le processus de sélection clonale étudié diffère de celui concernant les espèces sexuées, car en absence de recombinaison (parthénogenèse), le génotype entier (génome) est automatiquement sélectionné, ce qui implique des phénomènes d'auto-stop très importants (sélection indirecte à d'autres gènes, par balayage sélectif) et de trade-off entre traits phénotypiques. Toutefois, en milieu naturel, la reproduction sexuée a lieu régulièrement chez les daphnies (parthénogenèse cyclique), ce qui peut induire des processus sélectifs plus généraux. Un second exemple chez les arthropodes aquatiques est fourni par l'étude de Delnat *et al*. (2019), qui montre chez le moustique *Culex pipiens* un coût de la résistance au chlorpyrifos exprimé en présence de Bti, et se traduisant à la fois par une survie réduite des larves et par une plus grande vulnérabilité à leur prédateur, la punaise d'eau *Plea minutissima*.

Effets non-sélectifs

En dehors de la pression de sélection que peut imposer la présence chronique ou répétée d'une famille de PPP, la pression chimique liée à l'usage récurrent de cocktails complexes de molécules peut aussi avoir un effet sur la diversité génétique des populations exposées, via un impact démographique. Ce type d'impact est illustré chez le gastéropode *Lymnaea stagnalis*, en conditions de mésocosmes soumis à des cocktails de contaminations issus d'itinéraires techniques précis, et selon des voies de transfert modélisées (Auber *et al.*, 2011). L'expérience montre en quelques générations un impact négatif des traitements, se traduisant par une perte de diversité génétique neutre (marqueurs microsatellites) et une différenciation accrue des populations (deux effets classiques attendus de la dérive génétique au hasard) (Coutellec *et al.*, 2013). Une étude associée testant au laboratoire l'aptitude des descendants à faire face à un gradient de stress biotique, ne montre pas d'effet de l'exposition parentale aux pesticides (Coutellec *et al.*, 2011). Enfin, parmi les autres forces évolutives capables d'interagir avec la pression sélective potentielle représentée par les PPP, on peut mentionner la consanguinité. Ainsi, chez la limnée, une interaction de type synergique a pu être mise en évidence entre le diquat (herbicide prooxydant puissant) et la consanguinité associée à l'autofécondation répétée, comparativement à la fécondation croisée (les deux modes étant possibles chez cet hermaphrodite simultané) (Duval *et al.*, 2016).

Effets sur la diversité du microbiote

L'impact des polluants sur le microbiote associé aux organismes aquatiques représente une question de recherche émergente (Evariste et al. 2019). L'intérêt pour cette problématique a été impulsé en partie par les avancées

récentes de la connaissance fondamentale et générale sur ce compartiment biologique et sur son rôle dans le fonctionnement, l'homéostasie et la réponse immunitaire de l'organisme hôte, notamment chez l'homme (Gilbert *et al.* 2016). Concernant les invertébrés aquatiques, bien que la littérature sur le sujet soit encore trop limitée pour permettre des conclusions génériques, il est important de rapporter ce type d'étude dans le cadre de la présente expertise, puisqu'il s'agit bien d'impact sur la biodiversité. A notre connaissance, seulement 6 études à ce jour portent sur l'altération des communautés bactériennes d'invertébrés aquatiques induite par des PPP. Parmi ces études, les travaux portant sur des **insectes** aquatiques n'ont pas détecté pas d'effet de l'herbicide atrazine sur le microbiote intestinal des moustiques *Aedes albopictus* et *Culex pipiens*, ni de la perméthrine (à 60 µg/L) ou du malathion (100 µg/L), hormis une augmentation de diversité du microbiote intestinal induite par ces deux insecticides chez les larves (Juma et al. 2020). De même, chez les larves de *Chironomus riparius*, aucun effet de l'esfenvalérate n'est détecté à la dose de 0,07 µg/Kg de sédiment (Varg et al. 2022). Toutefois, il est bon de rappeler ici que des impacts microbiotiques des PPP sont documentés chez des autres insectes terrestres, avec en particulier (i) une induction de dysbioses par le glyphosate (0,04 à 1 mM) chez l'abeille domestique (Motta et Moran, 2020), et (ii) une implication du microbiote dans la résistance au Bt chez l'espèce cible *Diabrotica virgifera virgifera,* ou chrysomèle (Paddock *et al.*, 2021). En revanche, chez les **crustacés** aquatiques, des changements drastiques de composition du microbiote intestinal sont observés sous l'effet de plusieurs molécules. Ainsi, le glyphosate et le Roundup (à la dose de 1 mg/L, concentration maximale autorisée aux USA pour l'eau de consommation) ont des effets rapides sur la structure et les fonctions du microbiote intestinal de *Daphnia magna*, avec notamment, une altération du métabolisme carboné et des lipides, et une augmentation d'espèces capables d'utiliser le glyphosate comme seule source de carbone (flavobactéries, rhizobiacées), ainsi qu'une altération des traits d'histoire de vie de l'hôte (Suppa et al. 2020). Le glyphosate (50 mg/L) réduit également la diversité du microbiote intestinal du carbe asiatique *Eriocheira sinensis* et accroît l'abondance de certains groupes (Yang et al. 2019). Concernant les insecticides, un fort impact de l'imidaclopride est rapporté sur le microbiote intestinal de ce même crabe, à des concentrations de 5 à 500 µg/L (Hong et al. 2020) et sur celui de la crevette *Litopenaeus vannamei* à des concentrations de 6 à 60 µg/L (Fu et al. 2022). En termes d'impact négatif pour l'hôte, ces dysbioses se traduisent notamment par une augmentation d'abondance de genres bactériens pathogènes (*Acrobacter*, *Morganella*, *Vibrio*, *Ruegeria*) et une diminutation de genres bénéfiques (*Lactobacillus*, *Candidatus*, *Acetobacter*, *Leuconostoc*, etc.).

Par ailleurs, concernant les **milieux aquatiques**, il est utile d'évoquer ici l'existence de plusieurs études mettant en évidence des impacts PPP sur le microbiote de poissons tels que le poisson-zèbre *Danio rerio* soumis au fongicide imizalil (Jin et al. 2017) ou à l'insecticide organochloré dieldrine (Hua et al. 2021), le carassin *Carassius auratus* soumis aux insecticides pentachlorophénol (Kan et al. 2015) et deltaméthrine (Zhou et al. 2021), ou encore la carpe commune *Cyprinus carpio* exposée au cuivre (Meng et al. 2018), ainsi que chez un amphibien, la rainette *Osteopilus septentrionalis* en présence d'atrazine (Knutie et al. 2017).

3.1.3. Des effets des PPP sur la biodiversité, évalués à partir des approches à portée prédictive, basées sur la documentation d'effets au niveau de l'organisme

Même si elles sont peu nombreuses, les études ayant une approche à portée prédictive avec des effets documentés au niveau de l'organisme mettent principalement en évidence des effets sur :

(1) **Les traits d'histoire de vie** tels que la **croissance**, la **reproduction** ou le **développement embryonnaire et post embryonnaire** qui sont des paramètres de plus en plus étudiés à l'échelle des individus et des populations lorsqu'on projette un raisonnement à l'échelle de l'écosystème.

Chez les crevettes et les crabes, il a été montré que la croissance et la reproduction étaient impactées par le méthoprène, le fénoxycarbe et le pyriproxyfène, qui sont des insecticides agissant comme perturbateurs endocriniens chez les arthropodes, notamment comme agonistes de la voie juvénoïde (Tuberty et McKenney, 2005; Ghekiere *et al.*, 2006). Les larves d'insectes sont également sensibles à ce type de molécules dont les effets sur les traits d'histoire de vie sont comparables (Tada et Hatakeyama, 2000). En revanche, certaines substances telles que la nicotine peuvent atténuer les effets du fénoxycarbe (Oropesa *et al.*, 2017).

Les substances PPP agissant comme perturbateurs endocriniens ne sont pas les seuls contaminants ayant un effet sur les traits d'histoire de vie. Les gastéropodes sont notamment sensibles aux herbicides tels que l'atrazine (Sandland et Carmosini, 2006) et le diuron (Lopez-Doval *et al.*, 2014), ou aux insecticides tels que le chlorpyriphos (Rivadeneira *et al.*, 2013). Ces auteurs ont pu montrer que chez ces mollusques, ce sont généralement les embryons qui sont négativement impactés par les contaminants comme en témoignent des faibles taux d'éclosion. Les pyréthrinoïdes sont des insecticides qui ont eux aussi un impact sur les traits d'histoire de vie de plusieurs taxons d'arthropodes : insectes (Forbes et Cold, 2005) et crustacés (Heckmann *et al.*, 2005 ; Zhou *et al.*, 2019). Les pyréthrinoïdes sont des neurotoxiques qui interfèrent avec le fonctionnement des canaux transmembranaires à sodium, au niveau du système nerveux central et du système nerveux périphérique, par stimulation de décharges nerveuses à répétition causant *in fine* la paralysie.

Les études mentionnées ci-dessus illustrent bien la sensibilité des **jeunes stades** aux pesticides, notamment des arthropodes. Si les larves d'insectes sont assez bien étudiées, notamment dans les eaux douces (Tada et Hatakeyama, 2000 ; Pickford *et al.*, 2018 ; Russo *et al.*, 2018 ; Macaulay *et al.*, 2019) ce n'est pas le cas des crustacés, notamment ceux qui se développent en milieu marin et dont les larves pélagiques enchainent les mues et les métamorphoses jusqu'à la formation d'un juvénile. Au cours de cette ontogénèse larvaire complexe et séquencée, ces organismes connaissent de nombreux bouleversements morphologiques, physiologiques, comportementaux, alimentaires et plus largement écologiques (Anger, 2001). La vulnérabilité de ces organismes aux pesticides peut donc varier au cours du temps selon les stades larvaires, avec des impacts directs et indirects. Un seul article de notre corpus s'intéresse à ces stades de vie hautement vulnérables (Tuberty et McKenney, 2005).

Enfin, pour certaines espèces d'invertébrés aquatiques, la fécondation est externe et les gamètes sont émis dans l'eau (e.g., mollusques bivalves). Ces cellules sont elles aussi hautement vulnérables aux contaminants, pourtant il n'existe que très peu d'études qui traitent de cette problématique. Pennati *et al.* (2006) se sont intéressés à la viabilité des spermatozoïdes et au taux de fécondation chez une ascidie exposée à des fongicides (imazalil and triadimefon). Ils ont mis évidence que la capacité de fécondation était totalement inhibée par l'imazalil à très court terme mais pas par le triadimefon. Les concentrations d'imazalil ayant un effet sur la viabilité des spermatozoïdes et leur capacité de fécondation (25 µM) sont plus fortes que la CL50 (10,23 µM), cependant le temps d'exposition qui engendre un effet est extrêmement bref (1 h). Akcha *et al*. (2012) ont quant à eux mis en évidence des effets délétères du diuron sur les gamètes et les jeunes stades de l'huitre. Cet herbicide affecte notamment le développement embryonnaire et larvaire à une concentration faible (0,05 µg/L). Un effet génotoxique est observé à cette même concertation sur les spermatozoïdes, tandis que l'intégrité de la membrane acrosomiale et l'activité mitochondriale ne sont pas affectées.

(2) **La physiologie du système nerveux** est impactée dans près de 36% des études que nous avons analysées, via des expositions à quatre familles de molécules insecticides. Les organophosphorés (molécules les plus étudiées dans ce contexte) inhibent l'activité de l'acétylcholinestérase (AChE), enzyme spécifique du tissu nerveux et de la jonction neuromusculaire. Cette enzyme agit par hydrolyse rapide de l'acétylcholine (neurotransmetteur) en choline inactive et en acétate. Les pyréthrinoïdes ont quant à eux une action toxique au niveau des axones par interférence avec le fonctionnement du canal à sodium voltage dépendant. Les néonicotinoïdes agissent sur les récepteurs nicotiniques à acétylcholine. Enfin, les diamides anthraniliques, ou anthranilamides, sont une famille d'insecticides au mode d'action unique, touchant exclusivement les invertébrés. Ils agissent en activant les récepteurs de la ryanodine (RyR), libérant le calcium stocké dans les fibres musculaires, ce qui perturbe la régulation de la contraction musculaire. En somme, ces quatre familles de pesticides génèrent des perturbations neuromusculaires hautement délétères pour les insectes et les crustacés. Historiquement, les paramètres utilisés pour caractériser les impacts de ces molécules étaient surtout liés à la survie des organismes (CL50, biomasse, abondance…), ce qui est peu informatif quant à l'activité et la *fitness* des organismes dans leur milieu. L'analyse de notre corpus (depuis 2000) tend à mettre en évidence que de plus en plus d'études font le lien entre ces molécules et la reproduction des organismes. Cependant le lien entre perturbation nerveuse et reproduction (ou croissance) n'est pas fait de façon mécaniste. Ainsi, il est surprenant de voir que très peu d'études font le lien entre

les atteintes du système nerveux générées par les 4 familles de molécules citées et le **comportement** des organismes. En 2005, Heckmann *et al.* (2005) ont montré que des doses environnementales de pyréthrinoïdes affectent significativement le comportement pré-copulatoire du gammare ainsi que son succès reproducteur. Salice et Kimberly (2013) ont quant à eux montré que les organophosphorés peuvent modifier le comportement d'évitement des gastéropodes face à leurs prédateurs après 48h d'exposition à des doses environnementales. Plus récemment, Neury-Ormanni *et al.* (2020) ont mis en évidence l'existence d'une modification du comportement alimentaire des chironomes exposés à des doses environnementales de diuron et d'imidaclopride. Ces deux substances induisent des modifications de motilité, de sélectivité alimentaire et de capacité de broutage.

Gustafson *et al.* (2015) ont réalisé un travail de synthèse bibliographique sur les effets de l'atrazine sur les gastéropodes d'eau douce. Cette étude rassemble un vaste corpus de travaux réalisés à différents niveaux d'intégration biologique (sub-cellulaire - communauté). Les auteurs concluent que les effets enregistrés à l'échelle sub-organisme ne se traduisent que rarement par des effets individuels ou populationnels tels que les traits d'histoire de vie, tout particulièrement lorsqu'on travaille avec des concentrations environnementales. Ce type de conclusion est tout à fait en accord avec la tendance qui ressort de notre analyse du corpus. En effet, parmi les études qui s'intéressent aux effets des pesticides sur les organismes et les populations, seules celles qui portent une réflexion sur la performance individuelle, l'état de santé global ou la *fitness* de l'organisme, peuvent avoir une portée prédictive à l'échelle du fonctionnement de l'écosystème. Par conséquent il est important de poursuivre le développement de marqueurs individuels capables de traduire l'activité des organismes dans l'écosystème (e.g. comportement) dès lors qu'on souhaite étudier leur contribution à la réalisation des fonctions écologiques telles que la bioturbation ou la dégradation de la matière organique par exemple. Certaines espèces sont considérées comme ingénieurs de l'écosystème : leur activité impacte de manière significative la structure physique de leur habitat et les organismes qui y vivent (Jones *et al.*, 1994). L'étude de ces espèces semble cruciale dès lors qu'on s'intéresse au fonctionnement des écosystèmes. Parmi les invertébrés on citera par exemple les crabes de mangroves (Theuerkauff *et al.*, 2020) qui creusent de très nombreux terriers, broient et ingèrent la litière et les films de micro-algues tout en favorisant les processus de décomposition de la matière organique qui n'est pas emportée par les marées (Kristensen, 2008).

3.2. Conséquences des impacts des PPP sur les fonctions écologiques auxquelles contribuent les invertébrés aquatiques

3.2.1. Evidences terrain

Interactions biotiques

Tout d'abord, les différences de sensibilité aux PPP entre espèces d'invertébrés (e.g., clairement démontrée dans les études terrain notamment) se traduisent naturellement en termes de modification des interactions biotiques au sein des écosystèmes aquatiques sous pression. Un premier exemple très peu documenté est l'influence possible de traitements agricoles sur les communautés de **parasites** (nématodes ou helminthiques) chez les animaux non cibles. Même si peu conclusive, une unique étude dans le corpus (King *et al.*, 2007) aborde cet aspect chez les amphibiens dans un contexte de zone humide sous pression agricole. Elle rapporte des effets des PPP sur ces cortèges de parasites, cortèges qui sont toutefois majoritairement influencés par des facteurs de perturbation de l'habitat qui limite la disponibilité d'espèces hôtes dans les zones sous pression agricole. En parallèle de la raréfaction des espèces sensibles SPEAR, l'augmentation de l'abondance des espèces non-SPEAR dans les petits cours d'eau sous pression dans les contextes de grandes cultures illustre quant à elle des modifications de relations de **compétition** interspécifique au sein des communautés (Neumann *et al.*, 2003 ; Liess et von der Ohe, 2005). Ces processus sont également documentés par les remplacements d'espèces au sein des cours d'eau de rizières exposés à différents insecticides aux USA (Mize *et al.*, 2008) ou au Japon (Takeshita *et al.*, 2020), avec le déclin de certains groupes fonctionnels de macroinvertébrés ou des modifications des équilibres entre groupes taxonomiques au sein du zooplancton au Portugal (Pereira *et al.*, 2018). Comme évoqué plus haut, au sein des

chaînes trophiques des milieux exposés aux PPP, les communautés d'invertébrés consommateurs peuvent être affectées par l'impact de certains herbicides sur les producteurs primaires (Misaki *et al.*, 2019). De plus, les effets d'insecticides sur les invertébrés sensibles ont des conséquences indirectes sur le phytoplancton et / ou le périphyton (voir synthèse sur les producteurs primaires, Chapitre 6). La réduction de l'abondance et la modification des cortèges d'insectes aquatiques émergents dans les zones humides exposées aux insecticides (notamment néonicotinoïdes) ont pu aussi être incriminées comme explicatives de la réduction des densités d'oiseaux insectivores dans ce type de milieu (Cavallaro *et al.*, 2019). Une étude théorique très originale du corpus va plus loin en s'appuyant sur une approche de modélisation hybride économique/écosystémique pour expliciter les conséquences des modifications des relations au sein d'un réseau d'espèces impliquant les invertébrés (notamment relation zoo/phytoplancton) dans un lac exposé à la contamination par un insecticide organophosphoré, en termes d'épuration de l'eau et des services écosystémiques associés, notamment touristiques (Galic *et al.*, 2019).

Dégradation de litière en milieu d'eau douce

La **dégradation de litière** dans les cours d'eau assurée en partie par les invertébrés aquatiques (notamment crustacés et insectes déchiqueteurs) est en processus majeur du **recyclage de la matière** dans les écosystèmes continentaux. Les nombreuses études de petits cours d'eau européens et australiens exposés aux PPP en zone de grande culture ont toutes établi un lien fort entre l'impact sur les abondances d'espèces vulnérables SPEAR et la baisse marquée du taux de dégradation de la litière dans les cours d'eau (Schäfer *et al.*, 2007 ; Schäfer *et al.*, 2012 ; Knillmann *et al.*, 2018). Une méta-analyse de la littérature multi-contaminants et incluant les organismes microbiens a confirmé le rôle majeur des macro-invertébrés dans l'explication de la réduction de ce processus écologique au sein des écosystèmes aquatiques contaminés (Peters *et al.*, 2013). Ce rôle prépondérant a pu être illustré dans une étude dans les cours d'eau en contexte agricole du sud-ouest de la France soumis à la pression PPP (Brosed *et al.*, 2016). Une étude en contexte viticole a montré également que la contamination au cuivre de cours d'eau allemands (usage fongicide) a un effet fort sur la dégradation de litière (100% d'inhibition dans les sites présentant les sédiments les plus contaminés), effet potentiellement médié par un remplacement d'espèces au sein des communautés de crustacés détritivores (Fernandez *et al.*, 2015).

3.2.2. Evidences basées sur les approches expérimentales

Les études écotoxicologiques menées en mésocosmes et portant sur les invertébrés aquatiques ont permis là aussi de tester l'impact des PPP sur les deux grands types de fonctions écologiques identifiées dans les approches terrain : les interactions biotiques (au sens large) et la dégradation de la matière organique.

Les **interactions biotiques** peuvent d'une part être déduites des dynamiques temporelles de structure des communautés exposées en conditions expérimentales. Par exemple, au sein du zooplancton, la sensibilité accrue des cladocères à certaines substances conduit typiquement à la réduction de leur fréquence dans les assemblages exposés, et s'accompagne souvent d'un effet positif sur les rotifères, effet principalement interprété comme indirect, en conséquence du relâchement de la **compétition inter-spécifique** pour la ressource (e.g., fongicide azoxystrobine, Gustafsson *et al*., 2010). D'autres études mettent en évidence une plus grande sensibilité des rotifères, cladocères et copépodes, tandis que les vorticelles prolifèrent (cuivre ; Joachim *et al*., 2017). Chez les invertébrés benthiques, face à l'insecticide deltaméthrine, les insectes sont supplantés par d'autres invertébrés moins sensibles, tels que gastéropodes, annélides ou ostracodes (Caquet *et al*., 2007). Les interprétations fonctionnelles issues de ce type d'observation demandent toutefois d'être confirmées par des approches plus mécanistes. A cette fin, les dispositifs de quantification expérimentale de la dégradation de la matière organique permettent d'étayer certaines hypothèses émises par les patrons observés au niveau des structures communautaires. D'autre part, ces travaux peuvent être complétés de façon efficace par des études plus fines au laboratoire de l'altération de ces fonctions. Ainsi, en termes d'interactions biotiques, des hypothèses relatives aux voies d'exposition (e.g., eau *vs* biofilm contaminé) peuvent être testées, comme dans l'exemple déjà cité de l'exposition biphasique à la lambda-cyhalothrine chez l'éphéméroptère *Heptagenia sulfurea* (Pristed *et al.*, 2016).

Un autre exemple de complémentarité entre approche en mésocosme et au laboratoire pour répondre à des questions d'impact fonctionnel s'intéresse à la pertinence du timing de l'exposition vis-à-vis du cycle de vie de l'espèce, de la saison, et des conséquences écologiques induites (Rybicki et Jungmann, 2018). Cette étude montre qu'une exposition précoce de l'éphéméroptère *Rhithrogena semicolorata* (jeunes stades larvaires, automne) à un herbicide (terbutryne) en mésocosme, suivie d'une exposition tardive à la lambda-cyhalothrine (printemps suivant, dernier stade larvaire, mésocosmes et laboratoire) induisent une inhibition de l'alimentation, détectée par augmentation du carbone organique particulaire dans le biofilm, et chez l'insecte par une baisse de croissance et une modification de la teneur en triglycérides. Du point de vue fonctionnel, ce scénario réaliste (pratiques agricoles), est attendu pour avoir des conséquences écosystémiques importantes en termes de contrôle du biofilm (risque de prolifération), en particulier au printemps, avant l'apparition des feuilles dans la ripisylve. Cet exemple suggère que l'évaluation des risques des PPP doit intégrer ce type de paramètres pour prétendre à une certaine pertinence écologique. La sensibilité particulière des espèces univoltines ou semi-voltines est également pointée par cet exemple (expositions saisonnières, à des moments critiques du cycle de vie). En milieu estuarien, dans une stratégie combinant des tests de laboratoire et des approches en mésocosme, une étude traitant de l'interaction du pyréthrinoide resméthrine et du synergisant piperonyl-butoxyde (PBO) sur le crabe bleu (*Callinectes sapidus*), met en évidence des impacts négatifs du mélange, en termes de survie, de comportement (activité d'exploration réduite) et de vulnérabilité à la prédation augmentée, ou encore de réduction du cannibalisme sur les juvéniles par les adultes (Schroeder-Spain et Smee, 2019).

Vis-à-vis de ces approches, les conséquences fonctionnelles des PPP peuvent être révélées par la modification de la **niche trophique** des organismes, via des méthodes basées sur les isotopes stables (Doledec *et al.*, 2021). Ainsi, des phénomènes d'expansion ou de contraction de niche ont pu être mis en évidence chez des gastéropodes exposés au fongicide thirame en conditions expérimentales lentiques et lotiques (Bayona *et al.*, 2014).

Concernant les effets des **fongicides** sur les fonctions écologiques auxquelles contribuent les invertébrés aquatiques, le tébuconazole, le clotrimazole et la terbinafine appliqués à des concentrations allant jusqu'à 160 µg/L à la ressource alimentaire (feuilles d'aulne) d'insectes spécialistes ou généralistes (trichoptère à fourreau, chironome) n'affectent pas l'activité d'alimentation de ceux-ci, malgré des impacts structurels sur les communautés fongiques (Pimentao *et al.*, 2020). En conditions expérimentales, les communautés de macroinvertébrés (contrairement aux rotifères du zooplancton) ne sont pas sensibles au méthirame (jusqu'à 324 µg/L), résultat corroboré par l'absence d'impact observé sur la dégradation des feuilles d'aulnes dans les dispositifs expérimentaux (Lin *et al.,* 2012). De même, l'azoxystrobine, en application continue de 10 à 33 µg/L ne semble affecter ni les macroinvertébrés benthiques (sauf indirectement via un impact sur le zooplancton chez des espèces prédatrices comme *Chaoborus sp*.) ni leur activité de dégradation de la litière (Zafar *et al.*, 2012). En revanche, pour le crustacé *Asellus aquaticus*, cette molécule, précédemment considérée non léthale à 2,6 mg/L, entraîne pourtant en microcosme lotique une mortalité significative de l'espèce, associée à une réduction de la dégradation de litière (Dawoud et al., 2017). Dans le même sens, Roussel et al. (2008) montrent un effet négatif du cuivre (75 µg/L) sur le gammare *Gammarus pulex*, ainsi que sur la dégradation de feuilles d'aulnes et d'érables.

Dans le corpus étudié, les études ayant une approche à portée prédictive avec des effets documentés au niveau de l'organisme ne font pas de lien direct avec des effets sur les fonctions écologiques. On sait en revanche que plusieurs groupes d'invertébrés aquatiques peuvent affecter indirectement deux fonctions écologiques, par l'intermédiaire de modifications verticales et horizontales des réseaux trophiques aquatiques (cf. chapitre consacré). Ces fonctions impactées sont (1) **les échanges gazeux** induits par la production primaire et (2) **la décomposition de la matière organique**.

3.3. Substances exerçant les impacts directs les plus forts sur les invertébrés aquatiques

3.3.1. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études sur le terrain des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés

Comme discuté précédemment, les études de terrain sont des études observationnelles procédant par analyse de corrélation et sont de plus inévitablement limitées dans leurs conclusions par le choix des substances qui sont considérées *a priori*. En ayant toujours à l'esprit ces biais possibles, et de façon cohérente avec la forte sensibilité connue des arthropodes notamment à ces substances (Maltby *et al.*, 2005 ; Schulz *et al.*, 2021), il apparaît que la littérature permet de conclure au moins sur la présence d'effets marqués de certains **insecticides** principalement **neurotoxiques** sur les communautés d'invertébrés dans de nombreux écosystèmes d'eau douce. **Conclure à partir des données de terrain quant à la prépondérance ou l'absence des effets des autres PPP sur la diversité invertébrée aquatique (e.g. herbicides, fongicides, insecticides régulateurs de croissance : juvénoïdes, ecdystéroides…) est aujourd'hui hasardeux**, car ces PPP le plus souvent en mélange dans les milieux sont soit peu analysés dans les milieux aquatiques (problématique d'échantillonnage ou de capacités analytiques), soit leur toxicité chronique et sub-létale vis-à-vis des invertébrés est mal décrite ce qui empêche la définition de seuils d'effets pertinents et biaise leur prise en compte dans les indicateurs de pression utilisés dans les approches corrélatives.

Etudes à grande échelle révélant le risque insecticide pour les communautés d'invertébrés

Une première source d'évaluation est la mise en regard de données accumulées dans différents programmes de surveillance chimique et écologique des cours d'eau. Les **organophosphorés** et les **carbamates** ont ainsi été pointés comme influençant la richesse spécifique du benthos des rivières états-uniennes à partir de chroniques s'échelonnant de 1992 à 2004 (Yuan *et al.*, 2009). En Europe, où les polluants organiques sont à des niveaux de risque de toxicité aiguë pour les macroinvertébrés aquatiques dans 1 masse d'eau sur 20, et à des niveaux de risques chroniques dans 40% d'entre elles, les pesticides, principalement les insecticides, contribuent à 85% à ce risque aigu estimé pour les invertébrés (Malaj *et al.*, 2014). Ce risque estimé est corrélé à la dégradation du bon état des communautés de macroinvertébrés constatée dans les milieux. Une étude multi-contaminants basée sur les suivis de bassins ibériques (Kuzmanovic *et al.*, 2016) a également pointé grâce à l'approche Unités Toxiques qu'un risque aigu existait pour les invertébrés au regard des concentrations en **organophosphorés** (dont des substances interdites), la contribution spécifique de l'usage agricole à ce risque restant à être établie. Une étude centrée sur des bassins agricoles portugais (Silva *et al.*, 2015) a quant à elle estimé que 5 insecticides (2 **organophosphorés**, 1 **carbamate** et 2 **organochlorés**) affectaient potentiellement de façon cumulée 5% des espèces d'arthropodes en moyenne sur les différentes rivières étudiées. Sur un jeu de 25 rivières non choisies spécifiquement dans des zones agricoles mais incluant cette pression sur des bassins européens (italien, serbo-croate et grec), deux rivières se sont révélées à risque au regard des Unités Toxiques des insecticides retrouvés, indicateur corrélé avec la perte de certaines espèces d'insectes aquatiques (De Castro-Catala *et al.*, 2020). Les **organophosphorés** structurent majoritairement les communautés de macroinvertébrés benthiques sur l'ensemble du jeu de sites de cette étude. Une étude sur une lagune à l'embouchure du Po, elle aussi multi-contaminée, identifie les **organochlorés** (DDT et métabolites) comme posant un risque pour les communautés d'invertébrés sans pouvoir relier finement cette contamination spécifique à la dégradation des communautés du sédiment, du fait de la forte variabilité des conditions d'habitat (Pitacco *et al.*, 2020). L'examen de différentes études chinoises (Liu *et al.*, 2012 ; Xie *et al.*, 2017) et américaines (Wan, 2013 ; Girones *et al.*, 2020) spécifiquement dédiées à l'évaluation du risque posé par les pesticides **organochlorés** dans les milieux aquatiques continentaux, notamment lacustres, ou marins, révèle que ces contaminants historiques sont encore présents dans les milieux, notamment dans les sédiments et les organismes ; ces études qui ont du mal à discerner entre contributions des usages historiques agricoles, sylvicoles et usages urbains ou industriels, pointent que les invertébrés (crustacés, insectes) notamment benthiques constituent le groupe d'espèces potentiellement le plus à risque dans ces écosystèmes.

Des études locales pointant l'impact des insecticides sur les invertébrés en contexte agricole

Des études dans des contextes culturaux particuliers se sont attachées à décomposer la contribution des différentes substances utilisées (approche Unités Toxiques le plus souvent) ce qui permet de conclure sur l'effet possiblement prépondérant de certaines d'entre elles. L'insecticide **fipronil** a ainsi été pointé comme responsable des réductions drastiques d'abondance et de richesse des communautés d'invertébrés benthiques de rivières situées en zone de rizière en Louisiane (Mize *et al.*, 2008). Il est cité également comme un contributeur majeur avec les **pyréthrinoïdes** au risque toxique associé à des sédiments de cours d'eau de rizières chinoises (Wei *et al.*, 2017). La disparition de certains insectes sensibles et crustacés planctoniques a également pu être mise en corrélation spécifiquement avec la contamination en insecticides de petits cours d'eau au sein de la zone de culture estuarienne de Lisbonne (Pereira *et al.*, 2018). Une approche guidée par les effets (TIE, Toxicity Identification Effect) a pointé les **organophosphorés** et les **pyréthrinoïdes** comme responsables de la dégradation de la richesse notamment en éphémères au sein d'une rivière californienne côtière drainant une zone de maraichage (Anderson *et al.*, 2006). Le rôle majeur des **pyréthrinoïdes** associés au transfert particulaire a également été suggéré dans les petits cours d'eau allemands en zone de grande culture (Bereswill *et al.*, 2013), tout comme dans la Pampa argentine dans des zones de cultures de soja (Hunt *et al.*, 2017a), ainsi qu'au Danemark où ces composés avec les **organophosphorés** (notamment interdits) présentent les plus fortes contributions au potentiel toxique explicatif de la réduction de l'abondance des espèces SPEAR (McKnight *et al.*, 2015). Ces mêmes composés **pyréthrinoïdes** et **organophosphorés** sont également incriminés avec les organochlorés dans une étude sur un petit estuaire soumis au ruissellement agricole en Afrique du Sud avec un impact constaté sur les communautés benthiques (Bollmohr *et al.*, 2009). Enfin, aux Etats-Unis, une étude sur une centaine de rivières en contexte agricole a conclu que sur plus de 250 substances recherchées, un pyréthrinoïde unique (**bifenthrine**) posait un risque prédominant au regard de ses concentrations dans les sédiments et que cette contamination était corrélée avec la dégradation de la diversité des communautés benthiques en place (Moran *et al.*, 2017).

Des études encore peu nombreuses sur le lien entre néonicotinoïdes et diversité des espèces d'invertébrés aquatiques, mais un risque important pour ces espèces au regard des niveaux de contamination

Une revue de la littérature en 2015 a fait le constat que peu de connaissances étaient disponibles sur l'effet des néonicotinoïdes sur la faune invertébrée des milieux aquatiques d'eau douce et marins (Pisa *et al.*, 2015). Depuis, différents cas d'étude sont venus apporter quelques données : dans des zones humides canadiennes proches de cultures de colza traitées, une corrélation a été révélée entre transfert des néonicotinoïdes lors d'éléments pluvieux et modification de la diversité des insectes émergents (diptères) (Cavallaro *et al.*, 2019) ; au Japon, les concentrations en néonicotinoïdes prédites par un modèle de devenir dans l'ensemble des rivières nationales sont explicatives de modifications de l'abondance respective de différents groupes fonctionnels au sein du peuplement d'invertébrés benthiques (Takeshita *et al.*, 2020). L'extrapolation des concentrations aquatiques en termes de risque de toxicité a apporté des éléments inquiétants quant aux effets potentiels dans les milieux d'eau douce. Aux Pays-Bas, où les résidus d'imidaclopride dans l'eau sont particulièrement élevés, des corrélations entre ces résidus et le déclin de taxons d'arthropodes tels que les éphéméroptères, les odonates, les diptères et certains crustacés ont été révélées à l'échelle nationale (Van Dijk *et al.*, 2013), conclusion retrouvée dans une étude adoptant une approche PAF, mais avec de bien plus faibles proportions d'espèces potentiellement affectées par les néonicotinoïdes en tenant compte de la co-occurrence d'autres PPP toxiques dans les milieux étudiés (Vijver et van den Brink, 2014). Une revue de 2016 (Sanchez-Bayo *et al.*, 2016) des effets des néonicotinoïdes chez les espèces aquatiques rapporte des impacts potentiels très répandus aux Etats-Unis (40% des cours d'eau du Maryland, 11% des espèces aquatiques dans les vallées agricoles de Californie), et ce constat d'un risque d'impact majeur pour les invertébrés aquatiques a été réaffirmé dans une autre revue de la littérature en 2017 (Wood et Goulson, 2017). Cette dernière pointe notamment le biais induit par l'utilisation de la daphnie comme invertébré référence pour évaluer le risque de toxicité de ces molécules, étant donné que cette espèce est particulièrement tolérante à ces insecticides par rapport aux insectes ou autres crustacés. De même, une récente étude sur une région agricole située sur une large zone humide d'importance écologique aux USA a montré une corrélation

négative entre concentration en néonicotinoïdes et biomasse de macroinvertébrés (potentielles ressources pour divers oiseaux migrateurs) malgré des concentrations inférieures aux seuils de risque de toxicité aiguë proposé par l'agence de protection de l'environnement états-unienne EPA (Schepker *et al.*, 2020).

Le cas bien documenté de la contamination des sédiments de rivières urbaines par les pyréthrinoïdes

De nombreuses études, dont une revue spécifique en 2017 (Li *et al.*, 2017), se sont intéressées à la contamination des sédiments de rivières urbaines et ont révélé aux USA une contamination généralisée en pyréthrinoïdes expliquée par le caractère hydrophobe de ces substances (Maund *et al.*, 2002) utilisées à la fois pour la démoustication en zone urbaine ou pour l'entretien des espaces végétalisés urbains. Tout d'abord en Californie (Amweg *et al.*, 2006), puis au Texas (Hintzen *et al.*, 2009) ou encore dans le nord-est des USA (Hartz *et al.*, 2019), les sédiments des cours d'eau des villes se sont avérés être toxiques (test de mortalité chez le crustacé du genre *Hyallela* par exemple) dans une part extrêmement importante des sites de prélèvement urbains (100% en Californie), et cette toxicité aiguë a pu être expliquée à 100% par la seule contamination en pyréthrinoïdes (notamment bifenthrine) en adoptant une approche d'évaluation par Unités Toxiques, ou encore des approches TIE (même si dans certains cas l'évaluation de la toxicité attendue s'est avérée être surestimée par l'approche Unité Toxique). La représentativité de cette évaluation au laboratoire du risque toxique vis-à-vis des impacts pour les communautés *in situ* a aussi pu être discutée, notamment au regard des cas de sélection de populations résistantes rapportés dans ces mêmes milieux (Weston et Lydy, 2014) mais est confortée par des études qui ont montré à des échelles régionales américaines et sur une diversité de rivières (notamment en contexte agricole et urbain), la corrélation entre biodisponibilité des pyréthrinoïdes des sédiments, ou toxicité au laboratoire, et impacts sur la diversité des macroinvertébrés *in situ* (Moran *et al.*, 2017 ; Moran *et al.*, 2020).

3.3.2. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études expérimentales des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés

Comme dit précédemment, les insecticides font l'objet de la majorité des études expérimentales centrées sur le niveau communauté, chez les invertébrés aquatiques. Ces études traitent donc d'effets directs liés à la toxicité de ces substances pour des organismes plus ou moins proches des espèces cibles (insectes en premier lieu, autres arthropodes, ecdyzoaires, puis autres invertébrés), et d'effets écologiques indirects reflétant la complexité du niveau d'organisation biologique visé (communautés). Les analyses taxonomiques en elles-mêmes ne permettent pas de distinguer ces deux types d'effets, et c'est donc le plus souvent des interprétations qui sont proposées pour expliquer les patrons de variation de composition et d'abondance observés sous les différentes conditions de l'étude. Un grand nombre de ces études met en évidence un impact négatif sur l'**abondance** des **insectes** et / ou du **zooplancton** (effet de toxicité et/ou d'interaction écologique) pour divers insecticides à doses environnementales. C'est le cas en particulier des **pyréthrinoïdes** cyperméthrine (Wendt-Rasch *et al.,* 2003, Medina *et al.,* 2004), deltaméthrine (Caquet *et al.,* 2007), esfenvalérate (Stampfli *et al., 2011* ; Knillmann *et al., 2013* ; Miyamoto et Fujisawa 2019), lambda-cyhalothrine (Heckmann et Friberg, 2005 ; van Vijngaarden *et al.,* 2006), gamma-cyhalotrine (van Wijngaarden *et al.,* 2009), ou des **néonicotinoïdes** imidaclopride (e.g., Pestana *et al.,* 2008 ; Mohr *et al.,* 2012 ; Haysaka *et al.*, 2012 ; Sanchez-Bayo et Goka, 2012 ; Rico *et al.,* 2018 ; Sumon *et al.,* 2018 ; Chara-Serna *et al.,* 2019), thiaclopride (Barmentlo *et al.,* 2019) et clothianidine (Miles *et al.,* 2017 ; Cavallaro *et al.,* 2018). A noter que dans cette famille, le thiaméthoxame semble avoir le moins d'impact sur ces communautés (voir Cavallaro *et al.,* 2018 ; Lobson *et al.,* 2018). Les effets de niveau *communauté* sont corroborés par les résultats issus d'approches de laboratoire et en jardin commun portant sur une espèce ou quelques espèces isolées ou en interaction fonctionnelle, aussi bien pour les pyréthrinoïdes (e.g., revue de Rasmussen *et al.,* 2013 ; Dinh *et al.,* 2016 ; Pristed *et al.,* 2016 ; Rasmussen *et al.,* 2017 ; Major *et al.,* 2018 ; Rickiby et Jungmann 2018) que pour les néonicotinoïdes (Beketov et Liess, 2008 ; Sumon et al. 2018 ; voir aussi Morrissey *et al.,* 2015 ; Wang *et al.,* 2022 et références incluses).

Au sein des communautés exposées à divers insecticides, on note parfois une **augmentation** de l'abondance des **espèces de petite taille** (effets indirects liés au relâchement de la pression de prédation par les macroinvertébrés impactés, ou de la pression de compétition entre consommateurs primaires). Ainsi, au sein du zooplancton, les rotifères sont souvent moins sensibles que les espèces de plus grande taille (e.g., Medina *et al.,* 2004 ; Stoler *et al.,* 2016 ; Miyamoto et Fujisawa, 2019 ; Gutierrez *et al.,* 2020). A noter toutefois que les rotifères ne sont pas des arthropodes (phyllum des Gnathifères, groupe frère des Lophotrochozoaires au sein des Spiralia), ce qui peut aussi contribuer à leur meilleure tolérance aux insecticides ; à titre de comparaison, les rotifères s'avèrent bien plus sensibles que les cladocères ou les copépodes au fongicide m&tiram (Lin *et al.,* 2012). Parmi les arthropodes zooplanctoniques, les copépodes adultes semblent sélectivement impactés par l'insecticide azadirachtine (régulateur de croissance d'origine végétale, famille des limonoïdes) contrairement aux copépodes immatures et aux cladocères, dont la taille est de 10 à 40 fois plus petite (Kreutzweiser *et al.,* 2004). Cependant cette relation négative taille-sensibilité associée à des effets fonctionnels indirects est loin d'être systématiquement observée. Ainsi, vis-à-vis de l'azadirachtine, les insectes benthiques semblent plus sensibles que ne le sont les arthropodes planctoniques, indépendamment de leur taille (Scott et Kaushik, 2000). Des effets plus subtils basés à la fois sur une sensibilité différentielle à des mélanges d'insecticides (e.g., mélange d'imidaclopride, de diméthoate et de chlorpyrifos) et sur des relations de compétition interspécifiques ou de préférendum écologique sont également mis en évidence, tels que des effets différents entre espèces prédatrices, selon qu'elles sont chasseuses à l'affut (larves d'odonates) ou qu'elles fourragent les sédiments (larves de Perlidae) (Alexander *et al.,* 2013).

3.3.3. Les effets des insecticides mis en lumière dans les études à portée prédictive des impacts écologiques des PPP chez les invertébrés

Parmi les biomarqueurs utilisés pour caractériser les effets de PPP neurotoxiques sur les organismes aquatiques, l'activité de l'enzyme acétylcholinestérase (AChE) a fait ses preuves chez les poissons. Chez les crustacés, on sait que les insecticides organophosphorés inhibent l'activité de l'AChE. Mais contrairement aux poissons, le lien entre activité de l'AChE et mortalité n'est pas clairement identifié chez les crustacés (revue de Fulton et Key, 2001). Des liens ont pu être établis chez ces mêmes espèces entre activité de l'AChE et locomotion ou capacité d'alimentation, par exemple chez un amphipode détritivore (Xuereb *et al.*, 2009).

Certains auteurs ont aussi montré que des concentrations environnementales d'organophosphorés n'induisent pas d'effet significatif sur l'activité de l'AChE chez les gastéropodes d'eau douce. Seules des doses sublétales plus élevées induisent un effet sur cette activité, et cet effet a des conséquences sur le comportement (Silva *et al.*, 2019). Par ailleurs, chez le bivalve *Anodonta cygnea*, les variations d'activité de l'AChE (et de la catalase) observées à long terme *in situ* semblent associées à des facteurs abiotiques naturels (variations saisonnières) mais pas avec les PPP détectés dans les milieux (Robillard *et al*. 2003). Ces résultats indiquent que l'utilisation de ces biomarqueurs enzymatiques pour détecter une contamination chronique demande la plus grande prudence d'interprétation, et motivent le développement d'approches alternatives de biosurveillance, par exemple, par encagement d'organismes *in situ*. Certains de ces outils (biomarqueurs/bioessais) sont opérationnels et déjà utilisés par les agences de l'Eau (e.g., norme AFNOR AChE – Gammare (2020) ; voir aussi Besse *et al*., 2013).

3.4. Pressions multiples : poids relatif des effets des PPP sur l'état des communautés et facteurs aggravants ou atténuateurs

3.4.1. Quels poids relatifs des PPP dans la structuration des communautés sur le terrain ?

De multiples pressions anthropiques notamment liées aux pratiques agricoles (PPP, apports d'engrais, de sédiments par érosion des sols, modifications hydromorphologiques, modification de la végétation rivulaire…) influencent potentiellement l'état de diversité des communautés d'invertébrés aquatiques. Différentes approches observationnelles, qui intègrent diverses variables représentatives de ces facteurs et les corrèlent aux indicateurs de diversité ou à des descriptions multi-traits des assemblages d'espèces, permettent dans des contextes

spécifiques d'évaluer le poids respectif des PPP parmi ces autres facteurs notamment de stress. La généricité des patrons définis ainsi dépend de la représentativité des gradients environnementaux pris en compte dans les études de cas considérées.

Tout d'abord, dans des contextes très locaux et de forte pression dans des paysages agricoles homogènes (petits cours d'eau en contexte de grandes cultures, rivières drainant des zones de maraichage ou de rizières), l'effet des PPP sur la structuration des communautés d'invertébrés des cours d'eau est reconnu comme prépondérant (devant des facteurs d'habitat, de température, de charge en matière en suspension…) (Berenzen *et al.*, 2005 ; Anderson *et al.*, 2006 ; Mize *et al.*, 2008 ; Hunt *et al.*, 2017a). Des études qui intègrent plus de diversité dans les systèmes investigués peuvent conclure à des effets des PPP équivalents à ceux des apports en nutriments, des altérations hydromorphologiques, de la charge en matière organique (Bereswill *et al.*, 2013 ; Berger *et al.*, 2017). Dans d'autres contextes, l'effet de l'eutrophisation (Bighiu *et al.*, 2020) ou de la dégradation de l'habitat physique à des niveaux élevés (Weber *et al.*, 2018), ou encore l'hétérogénéité des conditions d'habitat (Hunt *et al.*, 2017b) peuvent dominer les effets apparents des PPP. Enfin, dans certains cas d'étude (e.g. cultures tropicales côtières au Costa Rica, Echeverria-Saenz *et al.*, 2018), la dynamique temporelle rapide des conditions environnementales a pour conséquence que la variation de composition des communautés d'invertébrés benthiques est expliquée majoritairement non pas par un des facteurs seuls mais par l'interaction entre PPP et habitat ou PPP et variation de la physico-chimie de l'eau.

Les études à l'échelle des grands bassins permettent quant à elles d'élargir le panel des stress, incluant par exemple les éléments urbains et agricoles dans les sites à l'origine de leurs jeux de données. Ainsi sur les bassins espagnols, une étude multipression (Kuzmanovic *et al.*, 2016) conclut que le risque PPP pour les invertébrés est, avec celui lié aux contaminants métalliques, prépondérant par rapport aux contaminants organiques industriels, pharmaceutiques, produits de soin, perfluorés… Ceci peut toutefois s'expliquer par une méconnaissance de la toxicité chronique de ces différentes familles de composés chez les invertébrés. Une autre étude méditerranéenne à l'échelle de grand bassins fluviaux mais incluant des rivières fortement modifiées par la présence d'aménagements notamment (De Castro-Catala *et al.*, 2020) a conclu que la structure des communautés d'invertébrés est alors d'abord influencée par les facteurs physiques, mais que contaminants pharmaceutiques et PPP ont encore un poids significatif à ces échelles. Quand le gradient de pression urbaine devient plus fort dans les jeux de sites considérés, l'effet de l'urbanisation devient supérieur sur la réduction de la diversité des traits des espèces (tendance à l'homogénéisation) par rapport à la réduction observée dans les sites uniquement sous pression PPP, mais les auteurs n'excluent pas l'action de PPP sous-jacente dans l'effet urbain également (Kuzmanovic *et al.*, 2017). Se basant sur le cas de l'étude régionale aux Etats-Unis de l'état écologique des communautés d'invertébrés inféodées au sédiment dans 75 cours d'eau, un modèle pression/impact a souligné un effet majeur de la contamination par les insecticides, dominant celui des facteurs d'habitat et de l'apport en nutriments (Waite *et al.*, 2019).

3.4.2. Facteurs aggravants et limitants de l'impact des PPP sur les communautés *in situ*

Au niveau de l'exposition des organismes, différents facteurs environnementaux peuvent jouer sur la **biodisponibilité** des PPP. La **matière organique** joue un rôle majeur dans ces processus par exemple pour les pyréthrinoïdes (Maund *et al.*, 2002), ce qui peut expliquer des effets un peu moins marqués sur les communautés d'invertébrés dans les cours d'eau urbains dans les conditions les plus turbides (Overmyer *et al.*, 2005). A l'échelle des communautés, des effets additifs de la **salinisation** et des stress PPP ont pu être démontrés sur les communautés d'invertébrés benthiques de cours d'eau australiens (Szocs *et al.*, 2012) ; une étude a révélé par ailleurs que la baisse de salinité en estuaire peut avoir un effet négatif sur les communautés de copépodes qui s'ajoute à celui de l'exposition à des PPP amenés par les ruissellements agricoles via les cours d'eau tributaires (Bollmohr *et al.*, 2009).

De nombreux articles en lien avec le développement de l'approche SPEAR en contexte de grandes cultures ont démontré un effet atténuateur sur la perte d'espèces sensibles et la réduction des processus de dégradation de litière par la présence de **zones forestières refuges** près des cours d'eau. Ces refuges favorisent la recolonisation

entre les périodes de traitements dans les zones exposées (Liess et von der Ohe, 2005 ; Schafer *et al.*, 2007 ; Schafer *et al.*, 2012 ; Bereswill *et al.*, 2013 ; Orlinskiy *et al.*, 2015). Cette importance de l'existence de zones refuges dans la récupération des populations de macroinvertébrés benthiques est notamment confortée par des approches de modélisation spatiale de dynamique de population (Galic *et al.*, 2012 ; Focks *et al.*, 2014a ; Focks *et al.*, 2014b). Elle est également cohérente avec les études qui ont montré la sélection de traits relatifs aux capacités de dispersion dans les cours d'eau contaminés par les PPP (Mondy *et al.*, 2016). Par modélisation, la présence de refuges dans les paysages est par ailleurs montrée comme un élément important qui limite la dégradation de l'état écologique actuel des petits cours d'eau dans certaines zones européennes, dont la France (Schriever et Liess, 2007).

Enfin, ces approches de modélisation et d'extrapolation de scénarios ont conclu que le **changement climatique** projeté à 100 ans devrait augmenter l'effet de dégradation des communautés d'invertébrés par les PPP dans les petits cours d'eau en paysage de grandes cultures, du fait de hausses prévisibles de l'application des PPP et de la disponibilité de terres arables avec l'augmentation attendue de la température, faisant passer de 33% à 40% la proportion de ces types de cours d'eau en mauvais état écologique au regard de la communauté d'espèces d'invertébrés qu'ils abritent (Kattwinkel *et al.*, 2011).

3.4.3. Facteurs aggravants mis en évidence en conditions expérimentales

Dans les écosystèmes naturels, la toxicité des PPP peut donc être modulée par divers facteurs globaux ou locaux, environnementaux (physiques et autres facteurs abiotiques) et biotiques (ressources disponibles, autres interactions biotiques). De tels effets sont responsables des écarts de sensibilité observés au laboratoire, en mésocosmes et en conditions naturelles. Ainsi, en mésocosmes extérieurs, des effets du malathion sur les communautés d'invertébrés aquatiques sont observés à des concentrations 10 à 100 fois inférieures à la CL50 *Daphnia magna* (Bray et al. 2019), alors qu'en milieu naturel, des effets PPP peuvent se déclarer à des concentrations de 3 à 4 ordres de grandeur inférieures à cette CL50 (Schäfer et al. 2012). Si une telle tendance reflète une aggravation des effets PPP en milieu naturel, il faut toutefois noter que les interactions entre PPP et autres facteurs peuvent être d'autre nature que synergique ou additive. Ainsi, pour les milieux aquatiques, une méta-analyse portant sur une grande variété de types de stress indique que le mode d'interaction antagoniste est plus fréquent (41 %) que le mode synergique (28%) (Jacskon *et al.,* 2016). Dans la présente analyse bibliographique, un certain nombre d'interactions additives ou synergiques sont décelées entre PPP et autres facteurs, notamment ceux liés au changement climatique (température, niveau d'eau) ou aux pratiques agricoles (nutriments), et méritent d'être relevées ici.

Interaction des PPP avec la température

Le changement climatique, par ses multiples stress associés (augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, acidification des océans, etc.) est un facteur d'augmentation de la susceptibilité des organismes aux toxiques présents dans l'environnement, et de leur côté, ces polluants peuvent réduire la capacité des organismes à faire face au changement climatique (Noyes et Lema, 2015).

Dans ce contexte, la question de l'interaction possible entre PPP et réchauffement sur les invertébrés aquatiques a fait l'objet d'un certain nombre d'études expérimentales, motivées notamment par le fait que ces organismes sont ectothermes (absence de système endogène de régulation thermique) et de plus parce que la toxicité de divers PPP vis-à-vis de ces organismes est température dépendante. Cette relation, bien que relevant de mécanismes complexes et encore mal décrits (Noyes et Lema 2015), semble le plus souvent positive (toxicité accrue à plus haute température) et peut résulter d'une absorption accrue comme dans le cas de l'imidaclopride chez l'éphéméroptère *Isonychia bicolor* (Camp et Buchwalter 2016), ou encore d'une biotransformation moins efficace et/ou d'une interaction antagoniste sur la sur-expression de gènes de défense générale contre le stress comme dans le cas du chlorpyrifos chez le moustique *Culex pipiens* (Delnat *et al*., 2020). Cependant, la relation toxicité/thermie peut aussi être négative, comme dans le cas des pyréthrinoïdes ou du DDT, via une sensibilité accrue du système nerveux à basse température (Coats *et al.*, 1989 ; Harwood *et al.*, 2009). Dans le même sens,

une échelle écorégionale, un climat plus froid pourrait être responsable de la plus grande sensibilité observée de communautés expérimentales d'invertébrés aquatiques vis-à-vis du fongicide pyriméthanil (mésocosmes basés en Allemagne vs Portugal), en raison d'une persistence plus importante de la molécule dans le milieu (Van der Linden et al., 2019).

En mésocosme, une prolongation de l'effet du chlorpyrifos sur les communautés zooplanctoniques a été montrée en conditions expérimentales reflétant un climat méditerranéen vs tempéré (van Wijngaarden *et al.*, 2005 ; Lopez-Mancisidor *et al.*, 2008). De même, un temps plus long de récupération des communautés zooplanctoniques de milieux tropicaux (Vietnam) à une exposition unique à ce même insecticide a été observé (Daam *et al.*, 2008). Suite à des expositions uniques à l'esfenvalérate (0,03 à 3 µg/L), des effets long terme et une récupération différée (12 semaines) ont ainsi été montrés spécifiquement en conditions de réchauffement climatique (malgré une dégradation attendue plus rapide de l'insecticide), sur la structure de communautés zooplanctoniques, en particulier en termes de compétition interspécifique de deux taxons zooplanctoniques (*Daphnia spp*. et *Simocephalus spp.*) (Knillmann *et al.*, 2013).

De plus, les fluctuations thermiques journalières (variations autour d'une valeur moyenne vs constance de cette valeur) peuvent elles-mêmes moduler la toxicité de certains PPP vis-à-vis des invertébrés comme le montrent certaines études portant sur des molécules isolées, telles que le fongicide chlorothalonil pour le crustacé *Hyallela azteca*, ou l'insecticide pyréthrinoïde bifenthrine pour le chironome *Chironomus dilutus* (Willming *et al.*, 2013), ou en combinaison (chlorpyrifos et Bti chez la larve du moustique *Culex pipiens* ; Delnat *et al*., 2019a ; 2019b). Il est à noter que pour tester l'hypothèse de toxicité dépendante des fluctuations thermiques, l'impact des conditions thermiques sur la dégradation des molécules doit être explicitement pris en compte dans le protocole expérimental (e.g., cas du chlorpyrifos ; Delnat *et al.*, 2021).

Interaction des PPP avec les fluctuations de conditions hydrologiques

L'augmentation d'amplitude des fluctuations de niveau d'eau dans les milieux aquatiques fermés est une conséquence attendue du changement climatique et de la surexploitation de la ressource en eau, et a elle-même diverses conséquences négatives sur le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, en particulier dans les plans d'eau peu profonds (Zohary et Ostrovsky, 2011). Dans les environnements aquatiques soumis à la pression agricole, ces effets peuvent exacerber ceux des PPP sur les communautés d'invertébrés, comme le montre une étude associant une contamination à l'insecticide esfenvalerate et un dispositif expérimental mimant des fluctuations de niveau d'eau en mésocosmes fermés (Stampfli *et al.*, 2013). Si l'étude montre un effet additif des deux facteurs (pas de synergie détectée) avec une sensibilité des communautés aux toxiques accrue d'un facteur de 10, il reste cependant difficile d'en déduire les mécanismes véritablement en jeu (nombreux paramètres modifiés par le régime fluctuant, notamment la baisse de concentration de l'insecticide (peut être plus rapidement adsorbé sur le sédiment) et d'oxygène dissous, ou encore l'augmentation de conductivité. On peut aussi noter que le régime artificiel de fluctuation de cette étude impliquait une baisse de volume d'eau, ce qui en soi a probablement augmenté l'intensité de la compétition entre les organismes. Quoiqu'il en soit, même additifs, les effets devraient être considérés dans une approche intégrant l'impact conjoint du changement climatique et de la pression chimique liée aux PPP dans les écosystèmes aquatiques peu profonds.

Interaction des PPP avec les fertilisants – une problématique spécifiquement agricole

Dans la perspective de comprendre l'effet conjoint de différentes pressions anthropogéniques liées à l'agriculture sur la biodiversité aquatique, l'hypothèse que l'eutrophisation du milieu (induite par l'apport de fertilisants sur les parcelles agricoles environnantes) peut moduler les impacts des PPP a été testée dans plusieurs études. Ainsi, les nutriments semblent réduire la toxicité du malathion sur les communautés de macroinvertébrés (notamment les insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères, ou EPT) en conditions expérimentales (Bray *et al.*, 2019). De même, une interaction antagoniste significative est mise en évidence entre nutriments et chlorpyrifos (richesse spécifique ; Chara-Serna et Richardson (2018) ou imidaclopride ; Chara-Serna *et al.*, 2019). Ces interactions

peuvent résulter d'une modification de la biodisponibilité de ces insecticides mais aussi d'effets compensateurs liés à l'apport trophique des nutriments.

En conditions toxiques plus complexes, formalisées par une approche par Unité Toxique, Alexander *et al.* (2013) ont examiné l'impact du mélange de trois insecticides puissants considérés (sur la base de tests de laboratoire) comme agissant de façon additive, les organophosphorés chlorpyrifos et diméthoate (dont la cible, l'enzyme acétylcholine esterase, est commune) et le néonicotinoïde imidaclopride (dont la cible est le récepteur de l'acétylcholine), en conditions d'oligotrophie et de mésotrophie (apport de nitrate) en cours d'eau artificiels, selon un gradient d'unités toxiques établi pour des concentrations compatibles avec les données environnementales). L'étude montre une interaction significative entre PPP et nutriments sur la communauté macroinvertébrée, avec notamment en condition mésotrophe sous faible pression PPP une augmentation de l'abondance totale et de la richesse spécifique, des insectes EPT, des espèces racleuses et du prédateur plécoptère *Agnetina* sp. (perle), tandis qu'à plus forte pression PPP, la densité globale de ces groupes et de la communauté entière est la plus réduite sous cette condition mésotrophe (transition abrupte). En revanche, pour d'autres espèces (chironome, prédateur odonate *Gomphus sp*., détritrivores) aucune interaction significative entre PPP et nitrates n'est détectée. En milieu oligotrophe, l'augmentation des doses de PPP décroît l'intensité de la prédation, qui à son tour affecte les patrons d'abondance, tandis qu'en milieu mésotrophe, l'effet bottom-up des nutriments sur le périphyton explique la variation d'abondance et de richesse des macroinvertébrés (modèle SEM, structural equation model).

A faible dose, l'effet masquant des nutriments sur la toxicité des PPP peut résulter d'une prise alimentaire accrue compensatoire à court-terme, de l'expression d'une plasticité adaptative à l'échelle intraspécifique, ou d'aptitudes différentes entre taxons, processus non capturés par les méthodes traditionnelles d'étude des communautés (détermination taxonomique et abondances). Les interactions entre nutriments et PPP peuvent ainsi aboutir à une redirection de l'énergie au sein des réseaux trophiques vers des pathways non productifs (Davis *et al.*, 2010) ou encore à une modification des communautés en faveur de groupes plus tolérants (Vinebrooke *et al.*, 2004). Ce type d'interaction a également été étudié en termes de convergence/divergence de structure des communautés, d'invertébrés en fossés artificiels ouverts (recolonisation naturelle possible), en associant les éléments NPK au néonicotinoïde thiaclopride (Barmentlo *et al.*, 2019). Hormis une augmentation d'abondance totale après 4 mois due à l'apport de nutriments, les traitements n'ont pas eu d'effet sur la richesse spécifique, l'abondance globale ou la divergence des communautés au sein d'un même traitement (dispersion beta). En revanche, en termes de composition des communautés, l'étude montre une interaction temps-traitement via l'induction significative d'une dissimilarité vis-à-vis des conditions témoin après un mois, sous l'effet du thiaclopride et celui des nutriments. De même, relativement aux traitements mono-contaminant, cette dissimilarité vis-à-vis des conditions témoin s'accroit significativement en présence des deux facteurs chimiques, à court et à long terme, i.e., bien après la disparition du thiaclopride dans le milieu. Ces changements de composition se traduisent essentiellement par une réduction d'abondance des insectes, des grands prédateurs, et une augmentation des espèces multivoltines. Certains résultats, comme l'augmentation particulièrement forte des coléoptères du genre *Helophorus* sous nutriments et insecticide, peuvent résulter d'un effet d'entraînement (*rippling effect*) causé par le pesticide dans la communauté et amplifié par l'apport de nutriments. Cette étude montre que le thiaclopride peut, en plus de sa toxicité à court-terme, induire des effets écologiques à plus long terme, qu'il convient de pouvoir estimer.

Une interaction particulière entre nutriments et Roundup a été observée dans des systèmes semi-expérimentaux canadiens (zones humides), se traduisant par une réduction transitoire de similarité des communautés zooplanctoniques (concomitante à une réduction de la valeur nutritive du phytoplancton) suivie d'une augmentation d'abondance et de richesse spécifique de ce groupe d'invertébrés à plus long terme (Baker *et al.*, 2016). Ce résultat pourrait s'expliquer par un effet indirect de la réduction de couverture des macrophytes induite par l'herbicide, elle-même à l'origine d'une réduction de la pression de prédation sur le zooplancton par les macroinvertébrés chassant à l'affut sur ces macrophytes. L'interaction détectée est à relier à la biodégradation plus lente du glyphosate en présence de nutriments (phosphore déjà directement disponible pour les microorganismes ; Baker *et al*., 2016).

Enfin, il est à noter que certains processus de transformation des PPP peuvent être induits par la photolyse de nutriments, et peuvent donc modifier l'exposition des organismes en milieu naturel (e.g., Lam et al. 2003).

Autres facteurs aggravants impliqués dans des interactions avec les PPP

L'impact écologique des PPP sur les populations et les communautés doit, on le constate, être estimé en considérant d'une part les autres facteurs affectant leur dynamique démographique, mais aussi les interactions qu'entretiennent les individus conspécifiques et non conspécifiques qui les composent. La **densité-dépendance**, en tant que force gouvernant divers processus écologiques clés, a fait l'objet de développements théoriques, de modélisation et de validation empirique depuis les débuts de l'écologie (e.g., modèle populationnel de Verhulst, effet Allee, modèle de relation prédateur-proie de Lotka-Volterra, etc., cf. Begon et al., 1986). En dépit de cette reconnaissance disciplinaire fondamentale de longue date, la densité-dépendance fait toujours rarement l'objet explicite d'études expérimentales en écotoxicologie. Les modèles de croissance démographique sans limitation de ressources sont ainsi les plus couramment utilisés en écotoxicologie des populations (e.g., Stark et Banks, 2003 ; mais voir Hayashi *et al.*, 2009 ; Duchet *et al.*, 2010 ; Forbes *et al.*, 2011). Au niveau des communautés, les effets observés dans les expériences conduites en mésocosmes ne sont pas exempts de cette relation, mais elle est rarement manipulée comme facteur fixe dans ces designs expérimentaux. A la décharge de ces approches, il faut noter que l'incorporation de chaque nouveau facteur, même dans son état qualitatif le plus simple (2 niveaux) représente un coût substantiel en termes de réplicats, et d'effort de mesures (de plus, simplifier certaines hypothèses permet parfois, en limitant le nombre de paramètres à renseigner, d'augmenter les performances de modèles). Il n'est donc pas surprenant que de telles études restent peu fréquentes.

A titre d'exemple de densité-dépendance des effets PPP, un design expérimental original et solide (n réplicats = 6) représentant un gradient de compétition au sein des communautés zooplanctoniques, basé sur le contrôle de la production de ressource primaire et de la densité du zooplancton, montre clairement que la compétition exacerbe l'effet néfaste d'un insecticide pyréthrinoïde (esfenvalérate) à des doses environnementales sur les communautés (Stampfli *et al.*, 2011). La densité-dépendance peut aussi se traduire par la dispersion et la colonisation de nouvel habitat par les individus d'une population. Dans ce cadre, une étude expérimentale montre que plusieurs espèces d'insectes choisissement préférentiellement les sites préalablement contaminés par l'insecticide carbaryl, et suggère que de tels sites peuvent jouer un rôle de piège écologique (Vonesh et Kraus 2009).

Pour un développement plus approfondi sur la modélisation populationnelle, en tant que stratégie particulièrement pertinente pour appréhender ces problématiques dans le cadre de l'évaluation du risque des PPP, le lecteur est renvoyé au Chapitre 14.

3.5. Evolution des méthodologies scientifiques d'évaluation : limites, conditions de validité, représentativité (composantes régionales, climatiques, etc.), applicabilité au contexte réglementaire

3.5.1. Evolutions méthodologiques pour le diagnostic *in situ*

Deux évolutions méthodologiques en cours peuvent être soulignées. La première sur un plan technique, est l'entrée des approches de **métabarcoding** en hydrobiologie (Andujar *et al.*, 2018) qui sont proposées pour améliorer l'opérationnalité des méthodes de suivi des espèces dans les milieux ou de bioindication, sur lesquelles peuvent se développer les descripteurs de diversité taxonomique ou fonctionnelle. Sans changement conceptuel majeur pour l'étude de la problématique des impacts des PPP au sein des communautés d'invertébrés, elles doivent permettre d'accéder à une description soit plus fine, soit plus précise des peuplements d'invertébrés, peuplements soit déjà bien étudiés comme le benthos des rivières mais, aussi permettre d'accéder à ce type d'informations sur la diversité d'invertébrés aquatiques vivant dans des compartiments aquatiques encore peu documentés (zooplancton, parasites, organismes marins…). On peut citer en exemple une première étude chinoise qui a pointé le rôle possiblement structurant de la contamination en organochlorés sur la structuration des communautés sédimentaires d'une zone littorale multi-contaminée à l'aide de ces approches basées sur l'ADN environnemental (Xie *et al.*, 2017).

La seconde évolution est plus conceptuelle. C'est la proposition grandissante de démarches en surveillance de la qualité des milieux aquatiques intégrants les **outils basés sur les effets biologiques** pour compléter les méthodologies de suivi de l'état chimique et de l'état écologique si on prend la terminologie de la directive cadre sur l'eau (Wernersson *et al.*, 2015). L'intégration de **biomarqueurs** spécifiques de l'exposition aux substances d'intérêt et de **bioessais** (tests *in situ* ou au laboratoire sur prélèvements) dans les démarches d'évaluation permet en effet d'améliorer la connaissance du lien entre contamination et effet écologique. Ceci est déjà démontré par différentes études de cas du corpus pour les PPP : compréhension de dynamique temporelle, de gradients spatiaux, dé-convolution d'effets de différentes pressions notamment liées à l'habitat ou de l'effet d'aménagements, évaluation de la toxicité du milieu même en l'absence de communautés *in situ*, identification de substances toxiques (Overmyer *et al.*, 2005 ; Castillo *et al.*, 2006 ; Moran *et al.*, 2017 ; Pereira *et al.*, 2018 ; Brettschneider *et al.*, 2019 ; Hartz *et al.*, 2019). La généralisation de ce type de démarches, qui pourront bénéficier d'outils de screening (**tests *in vitro***) et de **biomarqueurs moléculaires** de plus en plus spécifiques des effets des PPP, doit permettre d'améliorer la caractérisation des liens pression PPP/impacts écologiques chez les invertébrés aquatiques.

3.5.2. Evolutions méthodologiques pour les approches expérimentales en mésocosmes

Dans le domaine expérimental, plusieurs pistes d'amélioration de l'évaluation de l'impact des PPP peuvent être proposées, basées sur les avancées technologiques récentes et leur combinaison avec la théorie éco-évolutive et toxicologique.

Pour commencer, une meilleure caractérisation de la biodiversité spécifique et de la diversité génétique, y compris en conditions expérimentales, est attendue des nouvelles approches génétiques (métabarcoding et ADNe, cf. plus haut). De plus, l'intégration de la dimension génomique à la théorie de l'évolution offre des possibilités inédites d'ouverture des questions de recherche en écotoxicologie et pour l'évaluation du risque écologique des PPP :

- génomique des populations (test de signature de sélection par genome-scan) : impact évolutif des PPP ;
- génomique fonctionnelle et comparative, évolution moléculaire : nouveaux génomes de références, initiatives du type i5k (Poelchau *et al.*, 2015) pouvant être associée à l'ingénierie reverse, et plus généralement au développement d'Adverse Outcome Pathways (validation de modèles moléculaires *in vitro* adaptés aux espèces modèles choisies sur des critères écologiques, etc.), assignation taxonomique et annotation fonctionnelle de microbiotes d'espèces d'intérêt, tel que les gammares (Gouveia et al. 2020) ;
- épigénétique moléculaire et environnementale : distinction des processus impliquant plasticité phénotypique ou de développement *vs* adaptation génétique au sens propre.

De même, l'application des outils actuels de caractérisation de la biodiversité fonctionnelle (isotopie, stoechiométrie, métatranscriptomique, indices de niche, etc.) s'impose si l'on ambitionne d'évaluer correctement l'impact écologique des PPP sur les écosystèmes, et par extension sur les services qu'ils nous procurent.

3.5.3. Evolutions méthodologiques des approches à portée prédictive, basées sur effets documentés au niveau de l'organisme

Au niveau de l'organisme, il est important de souligner dans cette section le manque critique de connaissances et d'outils permettant d'évaluer la **perturbation endocrinienne** (PE) chez les invertébrés. Ce type de perturbation éveille en effet un intérêt majeur en raison de ses conséquences sur le développement et la reproduction des individus au sein des populations. De tels effets sont pourtant suspectés ou démontrés chez certaines espèces, pour divers pesticides (chlordecone, vinclozoline, pyriproxyfen : rapport final projet CREOLE 2015, PNR-EST (Lagadic, 2015) ; Legrand *et al.*, 2017 ; Jaegers et Gismondi, 2020 ; Lafontaine *et al.*, 2016), leurs adjuvants (nonylphénol, produit de dégradation final des nonylphénols polyéthoxylés, entrant dans les formulations d'herbicides comme le fomesafen ou le diquat par exemple), ou leurs synergisants (PBO ; Baldwin et Leblanc, 1994). Chez les arthropodes, la PE constitue elle-même le mode d'action de certains insecticides chez les espèces cibles (inhibiteurs hormonaux juvénoïdes ou ecdystéroïdes). Aujourd'hui, les solides connaissances acquises sur le système endocrinien des vertébrés sont appliquées avec succès dans le contexte réglementaire (outils *in silico*, *in*

vitro et *in vivo* permettant de détecter les effets PE de type oestrogénique, androgénique, thyroïdien…). Elles demandent à être complétées quand il s'agit d'évaluer les risques pour les écosystèmes. Pour cause, alors que les invertébrés représentent la part majoritaire de la biodiversité animale, notamment dans les écosystèmes aquatiques, et qu'ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement de ces écosystèmes, il y a en réalité encore aujourd'hui très peu d'outils adaptés à la détection de PE spécifiques chez ces espèces. Ce constat, partagé par les instances réglementaires et d'évaluation (U.S. EPA, 1998 ; EFSA Scientific Committee, 2013 ; OCDE, 2018) résulte en partie de la mauvaise connaissance de leur système de régulation hormonale et se traduit par l'absence d'outils spécifiques notamment utilisables en milieu naturel (Weltje et Schulte-Oehlmann, 2007). Ainsi, le schéma conceptuel proposé par l'OCDE pour le test de la perturbation endocrinienne implique 4 à 5 niveaux complémentaires, allant du plus mécaniste (interaction ligand-récepteur) au plus intégré (cycle de vie). Le schéma répertorie les différentes lignes directrices existantes et contribuant à renseigner la perturbation endocrinienne à ces différents niveaux. De façon très révélatrice des degrés disparates de connaissance en endocrinologie, ce schéma distingue les tests sur « mammifères » vs « non-mammifères ». Parmi les seconds (qui regroupent les tests sur modèles poisson, amphibien, collembole, enchytrée, chironome, daphnie, copépode, et les gastéropodes *Lymnaea stagnalis* et *Potamopyrgus antipodarum*), un seul test, le « short-term juvenile hormone activity screening assay using *Daphnia magna* » (draft OECD TG), a une pertinence mécanistique véritable, les autres ne traitant que de conséquences potentielles de la perturbation endocrinienne (e.g., effet sur la fécondité). Le fait que ce test soit unique et encore au stade de document provisoire, démontre l'ampleur de la tâche à venir pour améliorer le diagnostic des substances PE et leurs impacts dans les écosystèmes aquatiques. De plus, il est important de noter que l'utilisation sans discernement de tests de transactivation *in vitro* fondés sur les récepteurs de vertébrés présente un risque important de conclusion totalement erronée. Ainsi, la preuve formelle de l'existence d'oestrogènes d'origine endogène en dehors des vertébrés ne semble toujours pas faite, et a conduit à un pan de recherches s'obstinant à traquer la perturbation des voies oestrogéniques chez les invertébrés notamment chez les mollusques, qui est aujourd'hui largement remis en cause (Holzer *et al.*, 2017 ; Scott, 2018). Ainsi, chez les mollusques, le récepteur des oestrogènes exerce son activité (facteur de transcription) de façon constitutive (i.e., ligand-indépendante) et n'est transactivable par aucun oestrogène naturel ou xénoestrogène connu (Eick et Thornton, 2011 ; Boulahtouf et al. 2015). Concernant l'étude des PE, une récente enquête menée auprès de la communauté scientifique concernée montre que les recommandations faites il y a 20 ans ne sont toujours pas suivies (Ford et LeBlanc, 2020). Les pistes identifiées par les auteurs de cette enquête pour progresser dans le domaine incluent le développement d'approches de terrain (populations naturelles) et la corroboration au laboratoire d'effets observés sur le terrain (concentrations environnementales), l'étude approfondie de l'évolution des systèmes endocriniens (découverte de cibles biologiques pertinentes, indispensable pour la mise au point de biomarqueurs fiables ; apport des avancées technologiques récentes en biologie moléculaire et notamment des génomes de référence publiés chez un nombre croissant d'espèces représentatives des différents phyla invertébrés) et le développement d'AOP (notamment étendu au niveau populationnel).

3.6. Spécificités ultra-marines

Aucune étude sur le territoire ultra-marin n'est présente dans le corpus des articles relatant les effets observés ou prédits des PPP sur l'abondance et la diversité des communautés d'invertébrés aquatiques. Quelques études peuvent toutefois apporter différents éléments d'intérêt. Une revue des études relatives à la contamination par les pesticides organochlorés des milieux côtiers et marins sud-américains (Girones *et al.*, 2020) a pointé que les milieux côtiers fermés (estuaires, baies, lagons) sont les plus à risque de contamination par des insecticides tels que les DDT, lindane ou endosulfan, mais ne précise pas si les contributeurs majeurs sont les usages agricoles ou industriels (notamment usages historiques). Cette revue souligne l'absence de données pour les écosystèmes sensibles que sont les récifs coralliens, les mangroves, ou marais côtiers. Au Costa Rica, un système hydrographique se déversant dans un lagon et situé dans des zones de cultures de bananes et ananas (Echeverria-Saenz *et al.*, 2018) s'est avéré être contaminé par différents PPP (insecticides, fongicides, herbicides), contamination à laquelle ont pu être corrélés des changements de communautés des invertébrés benthiques. Toujours au Costa Rica, une première étude sur les cours d'eaux associés aux bananeraies a montré des pertes

de diversité au sein des communautés de macroinvertébrés en aval de ces cultures (Svensson *et al.*, 2018). Une seconde étude d'impact poussée (approche triade impliquant mesures chimiques, tests écotoxicologiques et suivis hydrobiologiques) des effets des PPP (nématicides, fongicides) sur la diversité des invertébrés d'un cours d'eau adjacent à une bananeraie a montré des effets négatifs sur les communautés d'insectes aquatiques (Castillo *et al.*, 2006). Les auteurs rapportent des remplacements d'espèces par différents diptères et gastéropodes potentiellement expliqués par des modifications d'habitat (envasement), mais répondant également à la dynamique d'application des différentes substances. La culture du riz a également été pointée comme source de propagation de PPP vers les rivières et zones humides associées dans ce même pays, avec des effets possibles sur la diversité des macroinvertébrés (Rasmussen *et al.*, 2016). L'étude d'une rivière tropicale panaméenne (Cornejo *et al.*, 2019) a quant à elle révélé des corrélations entre indicateurs de la pression agricole (PPP, nutriments, altération physique) et des indices d'abondance ou de diversité des macroinvertébrés, avec là encore une absence de réponse de l'indice SPEAR dans ce contexte d'étude. Pour les écosystèmes récifaux coralliens, deux études australiennes relatives à la grande barrière de corail (Fabricius et De'Ath, 2004 ; Haynes *et al.*, 2007) adoptent une démarche pression-impact sur certaines composantes de la diversité des coraux notamment, en suivant un modèle conceptuel multi-pression (changement climatique et blanchiment, événements cycloniques, pollution…). L'impact relatif des ruissellements agricoles continentaux (PPP implicitement inclus dans une pression agricole globale incluant également apport en nutriments et particules sédimentaires) présents à une échelle régionale et en lien avec la présence de cultures de canne et céréales semble prépondérant dans la dégradation de la diversité corallienne notamment par rapport aux variables de dégradation physique des récifs.

Au niveau expérimental, des travaux portant sur les effets de la chlordécone ont montré une interférence de l'insecticide avec le processus de mue chez l'ouassou, crevette élevée et consommée aux Antilles (*Macrobrachium rosenbergii* ; Lafontaine *et al.*, 2016). Toujours en conditions expérimentales, chez un gastéropode d'eau douce à répartition holarctique (*Lymnaea stagnalis*, espèce non tropicale), la chlordécone affecte l'abondance de certaines protéines impliquées dans la reproduction (ovipostatine, schistosomine), sans toutefois avoir d'impact mesuré significatif sur la fécondité (rapport CREOLE –PNR-EST, Lagadic, 2015). Ces résultats parcellaires ne permettent pas de tirer des conclusions claires sur les impacts de la chlordécone en termes de biodiversité.

3.7. JEVI

La question des impacts sur la diversité des invertébrés aquatiques des usages PPP dans les JEVI est très peu abordée dans les études *in situ*. Indirectement, cette problématique pourrait être rattachée aux observations de l'effet insecticide des gradients d'urbanisation qui sont rapportés dans différentes études, par exemple en lien avec les rejets de stations d'épuration (Bunzel *et al.*, 2013), ou encore celles qui se sont intéressées aux sédiments des cours d'eau urbains. Pour les villes états-uniennes, comme discuté plus haut, les communautés d'invertébrés inféodés aux sédiments sont par exemple sous la forte pression de contamination insecticide de type pyréthrinoïdes (Amweg *et al.*, 2006 ; Hintzen *et al.*, 2009 ; Hartz *et al.*, 2019) auxquels s'ajoutent les effets de certains insecticides organochlorés (Moran *et al.*, 2020). Le type d'usages (domestiques, industriels collectivités…) qui aboutit à ces contaminations est toutefois difficile à établir pour pouvoir attribuer spécifiquement ce type d'effets à des environnements JEVI. Une étude américaine spécifique a tout de même proposé une évaluation du risque pour les invertébrés aquatiques des traitements PPP des pelouses en zones résidentielles ou à proximité de terrains de golf (Haith, 2010). Cette étude a conclu qu'un risque de toxicité aiguë était peu probable vis-à-vis des usages résidentiels, mais qu'il était non négligeable dans l'environnement aquatique proche des installations de golf pour différents fongicides et insecticides. Une autre étude américaine (Overmyer *et al.*, 2005) dans les cours d'eau urbains de Géorgie a révélé la présence d'herbicides et fongicides notamment utilisés dans l'entretien des gazons, ceci à des concentrations faiblement à risque pour les invertébrés, mais corrélée à la dégradation des indicateurs de qualité des communautés d'invertébrés *in situ*. Le lien à l'usage pour les jardins n'a pas pu être validé par l'examen des différences d'impacts entre quartiers avec des niveaux de richesse différents.

4. Conclusion – messages clés à retenir

La synthèse réalisée permet d'identifier quelques conclusions clés concernant les impacts non-intentionnels des PPP sur la biodiversité des invertébrés aquatiques.

Le corpus des articles portant sur les approches de terrain, marqué par une grande lacune d'études relatives aux communautés d'invertébrés autres que celles des macroinvertébrés benthiques de rivières, apporte des informations importantes sur les niveaux d'impact des communautés, avec en particulier :

- des effets marqués sur la biodiversité des macroinvertébrés des petits cours d'eau agricoles, notamment européens où les contaminations en PPP induisent des pertes allant jusqu'à 40% du réservoir d'espèces, dont un impact majeur bien documenté en ce qui concerne les insecticides, incriminables par exemple pour expliquer la mauvaise qualité écologique de 30% des petits cours d'eau européens ; cette érosion de la biodiversité s'accompagne de façon univoque d'une perturbation du cycle de la matière organique à l'échelle de l'écosystème ;
- la vraisemblance d'effets également importants au sein des hydrosystèmes de plus grande taille et en milieu urbain au regard de leurs niveaux de contamination, mais ces effets sont difficilement discernables à l'échelle des communautés dans ces contextes multi-pressions ce qui appelle à la mobilisation d'approches biologiques complémentaires de diagnostic à des niveaux d'organisation moins intégrés ;
- des effets persistants et documentés pour des niveaux très faibles de concentration (insecticides principalement) dans les milieux aquatiques, inférieurs aux seuils de protection définis par les approches d'évaluation du risque, qui appellent à la génération de données chroniques, documentant la diversité des types de perturbations possibles pour la diversité de ce groupe taxonomique (reprotoxicité, perturbation endocrinienne, perturbations comportementales…), données actuellement trop rares pour évaluer correctement les effets réels au sein des écosystèmes (remise en cause des procédures actuelles, basées sur des données de toxicité standardisées relatives au modèle daphnie) ;
- la quasi absence de considération de la diversité fonctionnelle et des effets écologiques indirects dans l'évaluation et la compréhension des impacts, alors que certaines données disponibles sur d'autres membres des réseaux trophiques auxquels appartiennent les macroinvertébrés des cours d'eau pourraient être mises à profit.

Les approches expérimentales, notamment en mésocosmes, même si plus éloignées de la réalité environnementale, permettent de tester les relations observées sur le terrain. Le corpus analysé dans ce domaine, marqué lui par une forte dominance d'études relatives à des écosystèmes d'eau douce lentiques, pointe :

- un impact marqué des insecticides, en particulier des néonicotinoïdes et pyréthrinoïdes à faibles doses ;
- un manque de mise en relation des impacts de certaines familles sur le système nerveux (néonicotinoïdes, organophosphorés) avec le comportement des organismes. Les conséquences sur la fitness des organismes, en lien avec les fonctions écologiques auxquelles ils contribuent pourraient être étudiées ;
- un ensemble de facteurs aggravants, à considérer dans le contexte agricole et celui plus large d'anthropocène : réchauffement climatique, fluctuations thermiques journalières, fluctuations du niveau d'eau, enrichissement en nutriments, etc. (en fait, quasiment tous les facteurs testés s'avèrent soit ajouter leur effet à celui des PPP, soit interagir de façon synergique avec eux…) ;
- un impact évolutif négligé et largement sous-estimé, qui s'il relève de l'adaptation des espèces exposées (résistance génétique) ou des conséquences d'effets démographiques (dérive génétique), a des retombées négatives à l'échelle des populations en termes d'érosion génétique, de divergence interpopulations, et d'adaptabilité aux autres composantes du changement global.

Références bibliographiques

AFNOR, 2020. Qualité de l'eau - Mesures moléculaires, physiologiques et comportementales chez le gammare (crustacé amphipode) Partie 1 : dosage de l'activité enzymatique acétylcholinestérase (AChE). . Norme XP T90-722-1.

Akcha, F.; Spagnol, C.; Rouxel, J., 2012. Genotoxicity of diuron and glyphosate in oyster spermatozoa and embryos. *Aquatic Toxicology*, 106: 104-113. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.10.018

Alexander, A.C.; Luis, A.T.; Culp, J.M.; Baird, D.J.; Cessna, A.J., 2013. Can nutrients mask community responses to insecticide mixtures? *Ecotoxicology*, 22 (7): 1085-1100. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1096-3

Amweg, E.L.; Weston, D.P.; You, J.; Lydy, M.J., 2006. Pyrethroid insecticides and sediment toxicity in urban creeks from California and Tennessee. *Environmental Science & Technology*, 40 (5): 1700-1706. http://dx.doi.org/10.1021/es051407c

Anderson, B.S.; Phillips, B.M.; Hunt, J.W.; Connor, V.; Richard, N.; Tjeerdema, R.S., 2006. Identifying primary stressors impacting macroinvertebrates in the Salinas River (California, USA): Relative effects of pesticides and suspended particles. *Environmental Pollution*, 141 (3): 402-408. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.08.056

Andujar, C.; Arribas, P.; Gray, C.; Bruce, C.; Woodward, G.; Yu, D.W.; Vogler, A.P., 2018. Metabarcoding of freshwater invertebrates to detect the effects of a pesticide spill. *Molecular Ecology*, 27 (1): 146-166. http://dx.doi.org/10.1111/mec.14410

Anger, K., 2001. *The Biology of Decapod Crustacean Larvae*. A.A. Balkema Publishers; (*Crustacean Issues 14*), 419 p.

Armbrust, K.L.; Peeler, H.B., 2002. Effects of formulation on the run-off of imidacloprid from turf. *Pest Management Science*, 58 (7): 702-706. http://dx.doi.org/10.1002/ps.518

Auber, A.; Roucaute, M.; Togola, A.; Caquet, T., 2011. Structural and functional effects of conventional and low pesticide input crop-protection programs on benthic macroinvertebrate communities in outdoor pond mesocosms. *Ecotoxicology*, 20 (8): 2042-2055. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0747-5

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Thompson, D.G.; Houlahan, J.E.; Kidd, K.A., 2016. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*, 25 (5): 1021-1032. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1659-1

Baldwin, W.S.; Leblanc, G.A., 1994. Identification of multiple steroid hydroxylases in Daphnia magna and their modulation by xenobiotics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (7): 1013-1021. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620130702

Barmentlo, S.H.; Schrama, M.; de Snoo, G.R.; van Bodegom, P.M.; van Nieuwenhuijzen, A.; Vijver, M.G., 2021. Experimental evidence for neonicotinoid driven decline in aquatic emerging insects. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118 (44): 8. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2105692118j1of8

Barmentlo, S.H.; Schrama, M.; van Bodegom, P.M.; de Snoo, G.R.; Musters, C.J.M.; Vijver, M.G., 2019. Neonicotinoids and fertilizers jointly structure naturally assembled freshwater macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 691: 36-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.110

Bayona, Y.; Roucaute, M.; Cailleaud, K.; Lagadic, L.; Basseres, A.; Caquet, T., 2014. Isotopic niche metrics as indicators of toxic stress in two freshwater snails. *Science of the Total Environment*, 484: 102-113. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.005

Bayona, Y.; Roucaute, M.; Cailleaud, K.; Lagadic, L.; Basseres, A.; Caquet, T., 2015. Effect of thiram and of a hydrocarbon mixture on freshwater macroinvertebrate communities in outdoor stream and pond mesocosms: II. Biological and ecological trait responses and leaf litter breakdown. *Ecotoxicology*, 24 (9): 1933-1946. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1531-8

Becker, J.M.; Liess, M., 2017. Species Diversity Hinders Adaptation to Toxicants. *Environmental Science & Technology*, 51 (17): 10195-10202. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02440

Becker, J.M.; Russo, R.; Shahid, N.; Liess, M., 2020. Drivers of pesticide resistance in freshwater amphipods. *Science of the Total Environment*, 735: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139264

Begon, M.; Harper, J.L.; Townsend, C.R., 1986. *Ecology. Individuals, populations and communities*. Blackwell scientific publications.

Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schafer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Beketov, M.A.; Liess, M., 2008. Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (2): 461-470. http://dx.doi.org/10.1897/07-322r.1

Bell, G., 2017. Evolutionary Rescue. In: Futuyma, D.J., ed. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, Vol 48*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Ecology Evolution and Systematics), 605-627. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-023011

Berenzen, N.; Kumke, T.; Schulz, H.K.; Schulz, R., 2005. Macroinvertebrate community structure in agricultural streams: impact of runoff-related pesticide contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 60 (1): 37-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2003.10.010

Bereswill, R.; Streloke, M.; Schulz, R., 2013. Current-use pesticides in stream water and suspended particles following runoff: Exposure, effects, and mitigation requirements. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (6): 1254-1263. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2170

Berger, E.; Haase, P.; Kuemmerlen, M.; Leps, M.; Schafer, R.B.; Sundermann, A., 2017. Water quality variables and pollution sources shaping stream macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 587: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.031

Besse, J.P.; Coquery, M.; Lopes, C.; Chaumot, A.; Budzinski, H.; Labadie, P.; Geffard, O., 2013. Caged Gammarus fossarum (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research*, 47 (2): 650-660. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.024

Bickham, J.W., 2011. The four cornerstones of Evolutionary Toxicology. *Ecotoxicology*, 20 (3): 497-502. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0636-y

Bighiu, M.A.; Hoss, S.; Traunspurger, W.; Kahlert, M.; Goedkoop, W., 2020. Limited effects of pesticides on stream macroinvertebrates, biofilm nematodes, and algae in intensive agricultural landscapes in Sweden. *Water Research*, 174: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115640

Bollmohr, S.; van den Brink, P.J.; Wade, P.W.; Day, J.A.; Schulz, R., 2009. Spatial and temporal variability in particle-bound pesticide exposure and their effects on benthic community structure in a temporarily open estuary. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 82 (1): 50-60. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.12.008

Boulahtouf, A.; Grimaldi, M.; Coutellec, M.-A.; Besnard, A.-L.; Echasseriau, Y.; Bourguet, W.; Balaguer, P.; Lagadic, L., 2015. Ligand affinity of the *Lymnaea stagnalis* estrogen and retinoid-X receptors (LsER and LsRXR): implications for detecting endocrine disruptors. *SETAC Europe 25th Annual Meeting, Barcelona [Spain].* [O, extended abstract 2p]

Brady, S.P.; Monosson, E.; Matson, C.W.; Bickham, J.W., 2017. Evolutionary toxicology: Toward a unified understanding of life's response to toxic chemicals. *Evolutionary Applications*, 10 (8): 745-751. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12519

Bray, J.P.; Nichols, S.J.; Keely-Smith, A.; Thompson, R.; Bhattacharyya, S.; Gupta, S.; Gupta, A.; Gao, J.F.; Wang, X.Y.; Kaserzon, S.; Mueller, J.F.; Chou, A.; Kefford, B., 2019. Stressor dominance and sensitivity-dependent antagonism: Disentangling the freshwater effects of an insecticide among co-occurring agricultural stressors. *Journal of Applied Ecology*, 56 (8): 2020-2033. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13430

Brettschneider, D.J.; Misovic, A.; Schulte-Oehlmann, U.; Oetken, M.; Oehlmann, J., 2019. Detection of chemically induced ecotoxicological effects in rivers of the Nidda catchment (Hessen, Germany) and development of an ecotoxicological, Water Framework Directive-compliant assessment system. *Environmental Sciences Europe*, 31: 22. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0190-4

Brock, T.C.M.; Belgers, J.D.M.; Roessink, I.; Cuppen, J.G.M.; Maund, S.J., 2010. Macroin vertebrate responses to insecticide application between sprayed and adjacent nonsprayed ditch sections of different sizes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (9): 1994-2008. http://dx.doi.org/10.1002/etc.238

Brosed, M.; Lamothe, S.; Chauvet, E., 2016. Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia*, 773 (1): 87-102. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-016-2681-2

Bundschuh, M.; McKie, B.G., 2016. An ecological and ecotoxicological perspective on fine particulate organic matter in streams. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2063-2074. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12608

Bundschuh, R.; Bundschuh, M.; Otto, M.; Schulz, R., 2019. Food-related exposure to systemic pesticides and pesticides from transgenic plants: evaluation of aquatic test strategies. *Environmental Sciences Europe*, 31 (1): 13. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0266-1

Bunzel, K.; Kattwinkel, M.; Liess, M., 2013. Effects of organic pollutants from wastewater treatment plants on aquatic invertebrate communities. *Water Research*, 47 (2): 597-606. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.031

Caquet, T.; Hanson, M.L.; Roucaute, M.; Graham, D.W.; Lagadic, L., 2007. Influence of isolation on the recovery of pond mesocosms from the application of an insecticide. II. Benthic macroinvertebrate responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (6): 1280-1290. http://dx.doi.org/10.1897/06-250r.1

Camp, A.; Buchwalter, D., 2016. Can' t take the heat: Temperature-enhanced toxicity in the mayfly Isonychia bicolor exposed to the neonicotinoid insecticide imidacloprid. *Aquatic Toxicology*, 178, 49–57. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.07.011

Castillo, L.E.; Martinez, E.; Ruepert, C.; Savage, C.; Gilek, M.; Pinnock, M.; Solis, E., 2006. Water quality and macroinvertebrate community response following pesticide applications in a banana plantation, Limon, Costa Rica. *Science of the Total Environment*, 367 (1): 418-432. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.052

Cavallaro, M.C.; Liber, K.; Headley, J.V.; Peru, K.M.; Morrissey, C.A., 2018. Community-level and phenological responses of emerging aquatic insects exposed to 3 neonicotinoid insecticides: An in situ wetland limnocorral approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (9): 2401-2412. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4187

Cavallaro, M.C.; Main, A.R.; Liber, K.; Phillips, L.D.; Headley, J.V.; Peru, K.M.; Morrissey, C.A., 2019. Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities. *Chemosphere*, 226: 945-955. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.176

Chara-Serna, A.M.; Epele, L.B.; Morrissey, C.A.; Richardson, J.S., 2019. Nutrients and sediment modify the impacts of a neonicotinoid insecticide on freshwater community structure and ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 692: 1291-1303. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.301

Chara-Serna, A.M.; Richardson, J.S., 2018. Chlorpyrifos interacts with other agricultural stressors to alter stream communities in laboratory microcosms. *Ecological Applications*, 28 (1): 162-176. http://dx.doi.org/10.1002/eap.1637

Chiu, M.C.; Hunt, L.; Resh, V.H., 2016. Response of macroinvertebrate communities to temporal dynamics of pesticide mixtures: A case study from the Sacramento River watershed, California. *Environmental Pollution*, 219: 89-98. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.048

Coats, J.R.; Symonik, D.M.; Bradbury, S.P.; Dyer, S.D.; Timson, L.K.; Atchison, G.J., 1989. Toxicology of synthetic pyréthrinoïdes in aquatic organisms - An overview. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 8 (8): 671-679. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620080805

Cornejo, A.; Tonin, A.M.; Checa, B.; Tunon, A.R.; Perez, D.; Coronado, E.; Gonzalez, S.; Rios, T.; Macchi, P.; Correa-Araneda, F.; Boyero, L., 2019. Effects of multiple stressors associated with agriculture on stream macroinvertebrate communities in a tropical catchment. *Plos One*, 14 (8): 17. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0220528

Coustau, C.; Chevillon, C.; ffrench-Constant, R., 2000. Resistance to xenobiotics and parasites: can we count the cost? *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (9): 378-383. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01929-7

Coutellec, M.A.; Barata, C., 2011. An introduction to evolutionary processes in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 20 (3): 493-496. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0637-x

Coutellec, M.A.; Barata, C., 2013. Special issue on long-term ecotoxicological effects: an introduction. *Ecotoxicology*, 22 (5): 763-766. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1092-7

Coutellec, M.A.; Besnard, A.L.; Caquet, T., 2013. Population genetics of Lymnaea stagnalis experimentally exposed to cocktails of pesticides. *Ecotoxicology*, 22 (5): 879-888. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1082-9

Coutellec, M.A.; Collinet, M.; Caquet, T., 2011. Parental exposure to pesticides and progeny reaction norm to a biotic stress gradient in the freshwater snail Lymnaea stagnalis. *Ecotoxicology*, 20 (3): 524-534. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0611-7

Cuppen, J.G.; Crum, S.J.; Van den Heuvel, H.H.; Smidt, R.A.; Van den Brink, P. J., 2002. Effects of a mixture of two insecticides in freshwater microcosms: I. Fate of chlorpyrifos and lindane and responses of macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 11(3), 165–180. https://doi.org/10.1023/A:1015470731330

Daam, M.A.; Crum, S.J.H.; Van den Brink, P.J.; Nogueira, A.J.A., 2008. Fate and effects of the insecticide chlorpyrifos in outdoor plankton-dominated microcosms in Thailand. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (12): 2530-2538. http://dx.doi.org/10.1897/07-628.1

Davis, J.M.; Rosemond, A.D.; Eggert, S.L.; Cross, W.F.; Wallace, J.B., 2010. Long-term nutrient enrichment decouples predator and prey production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (1): 121-126. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0908497107

Dawoud, M.; Bundschuh, M.; Goedkoop, W.; McKie, B. G., 2017. Interactive effects of an insecticide and a fungicide on different organism groups and ecosystem functioning in a stream detrital food web. *Aquatic Toxicology*, 186, 215–221. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2017.03.008

De Castro-Catala, N.; Doledec, S.; Kalogianni, E.; Skoulikidis, N.T.; Paunovic, M.; Vasiljevic, B.; Sabater, S.; Tornes, E.; Munoz, I., 2020. Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 742: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543

Delnat, V.; Swaegers, J.; Asselman, J.; Stoks, R., 2020. Reduced stress defence responses contribute to the higher toxicity of a pesticide under warming. *Molecular Ecology*, 29 (23): 4735-4748. http://dx.doi.org/10.1111/mec.15667

Delnat, V.; Tran, T.T.; Janssens, L.; Stoks, R., 2019. Resistance to a chemical pesticide increases vulnerability to a biopesticide: Effects on direct mortality and mortality by predation. *Aquatic Toxicology*, 216: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105310

Delnat, V.; Tran, T.T.; Janssens, L.; Stoks, R., 2019a. Daily temperature variationmagnifies the toxicity of amixture consisting of a chemical pesticide and a biopesticide in a vector mosquito. *Science of the Total Environment*, 659: 33-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.332

Delnat, V.; Tran, T.T.; Verheyen, J.; Dinh, K.V.; Janssens, L.; Stoks, R., 2019b. Temperature variation magnifies chlorpyrifos toxicity differently between larval and adult mosquitoes. *Science of the Total Environment*, 690: 1237-1244. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.030

Delnat, V.; Verborgt, J.; Janssens, L.; Stoks, R., 2021. Daily temperature variation lowers the lethal and sublethal impact of a pesticide pulse due to a higher degradation rate. *Chemosphere*, 263: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128114

DeWoody, J.A.; Harder, A.M.; Mathur, S.; Willoughby, J.R., 2021. The long-standing significance of genetic diversity in conservation. *Molecular Ecology*, 30 (17): 4147-4154. http://dx.doi.org/10.1111/mec.16051

Dinh, K.V.; Janssens, L.; Therry, L.; Gyulavari, H.A.; Bervoets, L.; Stoks, R., 2016. Rapid evolution of increased vulnerability to an insecticide at the expansion front in a poleward-moving damselfly. *Evolutionary Applications*, 9 (3): 450-461. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12347

Doledec, S.; Simon, L.; Blemus, J.; Rigal, A.; Robin, J.; Mermillod-Blondin, F., 2021. Multiple stressors shape invertebrate assemblages and reduce their trophic niche: A case study in a regulated stream. *Science of the Total Environment*, 773: 22. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145061

Duchet, C.; Coutellec, M.A.; Franquet, E.; Lagneau, C.; Lagadic, L., 2010. Population-level effects of spinosad and Bacillus thuringiensis israelensis in Daphnia pulex and Daphnia magna: comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. *Ecotoxicology*, 19 (7): 1224-1237. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-010-0507-y

Duval, A.; Collinet, M.; Coke, M.; Coutellec, M.-A., 2016. Evolution of Lymnaea stagnalis inbreeding depression under pesticide chronic exposure. *SETAC Europe 26th Annual Meeting, Nantes [comm]*.

Echeverria-Saenz, S.; Mena, F.; Arias-Andres, M.; Vargas, S.; Ruepert, C.; Van den Brink, P.J.; Castillo, L.E.; Gunnarsson, J.S., 2018. In situ toxicity and ecological risk assessment of agro-pesticide runoff in the Madre de Dios River in Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13270-13282. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7817-4

EFSA Scientific Committee, 2013. Scientific Opinion on the hazard assessment of endocrine disruptors: Scientific criteria for identification of endocrine disruptors and appropriateness of existing test methods for assessing effects mediated by these substances on human health and the environment. *Efsa Journal*, 11 (3): 3132. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3132

Eick, G.N.; Thornton, J.W., 2011. Evolution of steroid receptors from an estrogen-sensitive ancestral receptor. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 334 (1-2): 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2010.09.003

Evariste, L.; Barret, M.; Mottier, A.; Mouchet, F.; Gauthier, L.; Pinelli, E., 2019. Gut microbiota of aquatic organisms: A key endpoint for ecotoxicological studies. *Environmental Pollution*, 248, 989–999. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.02.101

Fabricius, K.E.; De'Ath, G., 2004. Identifying ecological change and its causes: A case study on coral reefs. *Ecological Applications*, 14 (5): 1448-1465. http://dx.doi.org/10.1890/03-5320

Falconer, D.S.; Mackay, F.C., 1996. *Introduction to Quantitative Genetics*. Harlow, England: Prentice Hall, 464 p.

Fernandez, D.; Voss, K.; Bundschuh, M.; Zubrod, J.P.; Schafer, R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of the Total Environment*, 533: 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Ffrench-Constant, R.H., 2013. The Molecular Genetics of Insecticide Resistance. *Genetics*, 194 (4): 807-815. http://dx.doi.org/10.1534/genetics.112.141895

Focks, A.; Luttik, R.; Zorn, M.; Brock, T.; Roex, E.; Van der Linden, T.; Van den Brink, P.J., 2014a. A simulation study on effects of exposure to a combination of pesticides used in an orchard and tuber crop on the recovery time of a vulnerable aquatic invertebrate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (7): 1489-1498. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2502

Focks, A.; ter Horst, M.; van den Berg, E.; Baveco, H.; van den Brink, P.J., 2014b. Integrating chemical fate and population-level effect models for pesticides at landscape scale: New options for risk assessment. *Ecological Modelling*, 280: 102-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.023

Forbes, V.E.; Calow, P.; Grimm, V.; Hayashi, T.I.; Jager, T.; Katholm, A.; Palmqvist, A.; Pastorok, R.; Salvito, D.; Sibly, R.; Spromberg, J.; Stark, J.; Stillman, R.A., 2011. Adding Value to Ecological Risk Assessment with Population Modeling. *Human and Ecological Risk Assessment*, 17 (2): 287-299. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2011.552391

Forbes, V.E.; Cold, A., 2005. Effects of the pyrethroid esfenvalerate on life-cycle traits and population dynamics of Chironomus riparius - Importance of exposure scenario. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (1): 78-86. http://dx.doi.org/10.1897/03-547.1

Ford, A.T.; LeBlanc, G.A., 2020. Endocrine Disruption in Invertebrates: A Survey of Research Progress. *Environmental Science & Technology*, 54 (21): 13365-13369. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c04226

Frankham, R., 2010. Where are we in conservation genetics and where do we need to go? *Conservation Genetics*, 11 (2): 661-663. http://dx.doi.org/10.1007/s10592-009-0010-2

Freeman, J.C.; Smith, L.B.; Silva, J.J.; Fan, Y.J.; Sun, H.N.; Scott, J.G., 2021. Fitness studies of insecticide resistant strains: lessons learned and future directions. *Pest Management Science*, 77 (9): 3847-3856. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6306

Fu, Z.; Han, F.; Huang, K.; Zhang, J.; Qin, J.G.; Chen, L.; Li, E., 2022. Impact of imidacloprid exposure on the biochemical responses, transcriptome, gut microbiota and growth performance of the Pacific white shrimp Litopenaeus vannamei. *Journal of Hazardous Materials*, 424, Part B, 127513. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127513

Fulton, M.H.; Key, P.B., 2001. Acetylcholinesterase inhibition in estuarine fish and invertebrates as an indicator of organophosphorus insecticide exposure and effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (1): 37-45. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200104

Galic, N.; Baveco, H.; Hengeveld, G.M.; Thorbek, P.; Bruns, E.; van den Brink, P.J., 2012. Simulating population recovery of an aquatic isopod: Effects of timing of stress and landscape structure. *Environmental Pollution*, 163: 91-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.024

Galic, N.; Salice, C.J.; Birnir, B.; Bruins, R.J.F.; Ducrot, V.; Jager, H.I.; Kanarek, A.; Pastorok, R.; Rebarber, R.; Thorbek, P.; Forbes, V.E., 2019. Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery: A case study of insecticide impacts on a freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 682: 426-436. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187

Gan, J.; Lee, S.J.; Liu, W.P.; Haver, D.L.; Kabashima, J.N., 2005. Distribution and persistence of pyrethroids in runoff sediments. *Journal of Environmental Quality*, 34 (3): 836-841. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.0240

Ghekiere, A.; Verslycke, T.; Fockedey, N.; Janssen, C.R., 2006. Non-target effects of the insecticide methoprene on molting in the estuarine crustacean Neomysis integer (Crustacea : Mysidacea). *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 332 (2): 226-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2005.11.021

Gilbert, J.A.; Blaser, M.J.; Caporaso, J.G.; Jansson, J.K.; Lynch, S.V.; Knight, R., 2018. Current understanding of the human microbiome. *Nature medicine*, 24(4), 392-400. https://doi.org/10.1038/nm.4517

Girones, L.; Oliva, A.L.; Marcovecchio, J.E.; Arias, A.H., 2020. Spatial Distribution and Ecological Risk Assessment of Residual Organochlorine Pesticides (OCPs) in South American Marine Environments. *Current Environmental Health Reports*, 7 (2): 147-160. http://dx.doi.org/10.1007/s40572-020-00272-7

Gouin, N.; Bertin, A.; Espinosa, M.I.; Snow, D.D.; Ali, J.M.; Kolok, A.S., 2019. Pesticide contamination drives adaptive genetic variation in the endemic mayfly Andesiops torrens within a semi-arid agricultural watershed of Chile. *Environmental Pollution*, 255: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113099

Gouveia, D.; Pible, O.; Culotta, K.; Jouffret, V.; Geffard, O.; Chaumot, A.; Degli-Esposti D.; Armengaud, J., 2020. Combining proteogenomics and metaproteomics for deep taxonomic and functional characterization of microbiomes from a non-sequenced host. *NPJ biofilms and microbiomes*, 6(1), 1-6. https://doi.org/10.1038/s41522-020-0133-2

Gustafson, K.D.; Belden, J.B.; Bolek, M.G., 2015. The effects of the herbicide atrazine on freshwater snails. *Ecotoxicology*, 24 (5): 1183-1197. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1469-x

Gustafsson, K.; Blidberg, E.; Elfgren, I.K.; Hellstrom, A.; Kylin, H.; Gorokhova, E., 2010. Direct and indirect effects of the fungicide azoxystrobin in outdoor brackish water microcosms. *Ecotoxicology*, 19 (2): 431-444. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0428-9

Gutierrez, M.F.; Molina, F.R.; Frau, D.; Mayora, G.; Battauz, Y., 2020. Interactive effects of fish predation and sublethal insecticide concentrations on freshwater zooplankton communities. Ecotoxicology and Environmental Safety, 196, 110497. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110497

Haith, D.A., 2010. Ecological Risk Assessment of Pesticide Runoff from Grass Surfaces. *Environmental Science & Technology*, 44 (16): 6496-6502. http://dx.doi.org/10.1021/es101636y

Hanazato, T., 2001. Pesticide effects on freshwater zooplankton: an ecological perspective. *Environmental Pollution*, 112 (1): 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00110-x

Hartz, K.E.H.; Nutile, S.A.; Fung, C.Y.; Sinche, F.L.; Moran, P.W.; Van Metre, P.C.; Nowell, L.H.; Lydy, M.J., 2019. Survey of bioaccessible pyrethroid insecticides and sediment toxicity in urban streams of the northeast United States. *Environmental Pollution*, 254: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.099

Hartz, K.H.E.; Weston, D.P.; Johanif, N.; Poynton, H.C.; Connon, R.E.; Lydy, M.J., 2021. Pyrethroid bioaccumulation in field-collected insecticide-resistant Hyalella azteca. *Ecotoxicology*, 30 (3): 514-523. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-021-02361-1

Harwood, A.D.; You, J.; Lydy, M.J., 2009. Temperature as a toxicity identification evaluation tool for pyrethroid insecticides: toxicokinetic confirmation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (5): 1051-1058. http://dx.doi.org/10.1897/08-291.1

Hasenbein, S.; Lawler, S.P.; Connon, R.E., 2017. An assessment of direct and indirect effects of two herbicides on aquatic communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(8), 2234–2244. https://doi.org/10.1002/etc.3740

Hayashi, T.I.; Kamo, M.; Tanaka, Y., 2009. Population-level ecological effect assessment: estimating the effect of toxic chemicals on density-dependent populations. *Ecological Research*, 24 (5): 945-954. http://dx.doi.org/10.1007/s11284-008-0561-6

Haynes, D.; Brodie, J.; Waterhouse, J.; Bainbridge, Z.; Bass, D.; Hart, B., 2007. Assessment of the water quality and ecosystem health of the Great Barrier Reef (Australia): Conceptual models. *Environmental Management*, 40 (6): 993-1003. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-007-9009-y

Heckmann, L.H.; Friberg, N.; Ravn, H.W., 2005. Relationship between biochemical biomarkers and pre-copulatory behaviour and mortality in Gammarus pulex following pulse-exposure to lambda-cyhalothrin. *Pest Management Science*, 61 (7): 627-+. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1048

Hintzen, E.P.; Lydy, M.J.; Belden, J.B., 2009. Occurrence and potential toxicity of pyrethroids and other insecticides in bed sediments of urban streams in central Texas. *Environmental Pollution*, 157 (1): 110-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.07.023

Hoffmann, A.A.; Willi, Y., 2008. Detecting genetic responses to environmental change. *Nature Reviews Genetics*, 9 (6): 421-432. http://dx.doi.org/10.1038/nrg2339

Holzer, G.; Markov, G.V.; Laudet, V., 2017. Evolution of Nuclear Receptors and Ligand Signaling: Toward a Soft Key-Lock Model? In: Forrest, D.; Tsai, S., eds. *Nuclear Receptors in Development and Disease*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Current Topics in Developmental Biology), 1-38. http://dx.doi.org/10.1016/bs.ctdb.2017.02.003

Hong, Y.; Huang, Y.; Wu, S.; Yang, X.; Dong, Y.; Xu, D.; Huang, Z., 2020. Effects of imidacloprid on the oxidative stress, detoxification and gut microbiota of Chinese mitten crab, Eriocheir sinensis. *Science of The Total Environment*, 729, 138276. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138276

Hua, Q.; Adamovsky, O.; Vespalcova, H.; Boyda, J.; Schmidt, J.T.; Kozuch, M.; … Martyniuk, C.J., 2021. Microbiome analysis and predicted relative metabolomic turnover suggest bacterial heme and selenium metabolism are altered in the gastrointestinal system of zebrafish (Danio rerio) exposed to the organochlorine dieldrin. *Environmental Pollution*, 268, 115715. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115715

Hunt, L.; Bonetto, C.; Marrochi, N.; Scalise, A.; Fanelli, S.; Liess, M.; Lydy, M.; Chiu, M.C.; Resh, V.H., 2017a. Species at Risk (SPEAR) index indicates effects of insecticides on stream invertebrate communities in soy production regions of the Argentine Pampas. *Science of the Total Environment*, 580: 699-709. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.016

Hunt, L.; Marrochi, N.; Bonetto, C.; Liess, M.; Buss, D.F.; da Silva, C.V.; Chiu, M.C.; Resh, V.H., 2017b. Do Riparian Buffers Protect Stream Invertebrate Communities in South American Atlantic Forest Agricultural Areas? *Environmental Management*, 60 (6): 1155-1170. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-017-0938-9

Jaegers, J.; Gismondi, E., 2020. Gammarid exposure to pyriproxyfen and/or cadmium: what effects on the methylfarnesoate signalling pathway? *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (25): 31330-31338. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-09419-3

Jansen, M.; Coors, A.; Stoks, R.; De Meester, L., 2011. Evolutionary ecotoxicology of pesticide resistance: a case study in Daphnia. *Ecotoxicology*, 20 (3): 543-551. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0627-z

Jansen, M.; Coors, A.; Vanoverbeke, J.; Schepens, M.; De Voogt, P.; De Schamphelaere, K.A.; De Meester, L., 2015. Experimental evolution reveals high insecticide tolerance in Daphnia inhabiting farmland ponds. *Evolutionary applications*, 8(5), 442-453. https://doi.org/10.1111/eva.12253

Jin, C.; Luo, T.; Zhu, Z.; Pan, Z.; Yang, J.; Wang, W.; Fu, Z., Jin, Y., 2017. Imazalil exposure induces gut microbiota dysbiosis and hepatic metabolism disorder in zebrafish. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology,* 202, 85e93. https://doi.org/ 10.1016/j.cbpc.2017.08.007

Joachim, S.; Roussel, H.; Bonzom, J.M.; Thybaud, E.; Mebane, C.A.; Van den Brink, P.; Gauthier, L., 2017. A long-term copper exposure in a freshwater ecosystem using lotic mesocosms: invertebrate community responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (10): 2698-2714. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3822

Jones, C.G.; Lawton, J.H.; Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. In: Samson, F.B.; Knopf, F.L., eds. *Ecosystem management*. New York: Springer, 130-147. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14

Juma, E. O.; Allan, B.F.; Kim, C.-H.; Stone, C.; Dunlap, C.; Muturi, E.J., 2020. Effect of life stage and pesticide exposure on the gut microbiota of Aedes albopictus and Culex pipiens L. *Scientific Reports*, 10(1), 9489. https://doi.org/10.1038/s41598-020-66452-5

Kan, H.; Zhao, F.; Zhang, X.-X.; Ren, H.; Gao, S., 2015. Correlations of gut microbial community shift with hepatic damage and growth inhibition of Carassius auratus induced by pentachlorophenol exposure. *Environmental Science & Technology*, 49, 11894e11902. https://doi.org/10.1021/acs.est.5b02990

Kattwinkel, M.; Kuhne, J.V.; Foit, K.; Liess, M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21 (6): 2068-2081. http://dx.doi.org/10.1890/10-1993.1

Kattwinkel, M.; Reichert, P.; Ruegg, J.; Liess, M.; Schuwirth, N., 2016. Modeling Macroinvertebrate Community Dynamics in Stream Mesocosms Contaminated with a Pesticide. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 3165-3173. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04068

King, K.C.; McLaughlin, J.D.; Gendron, A.D.; Pauli, B.D.; Giroux, I.; Rondeau, B.; Boily, M.; Juneau, P.; Marcogliese, D.J., 2007. Impacts of agriculture on the parasite communities of northern leopard frogs (Rana pipiens) in southern Quebec, Canada. *Parasitology*, 134: 2063-2080. http://dx.doi.org/10.1017/s0031182007003277

Knillmann, S.; Orlinskiy, P.; Kaske, O.; Foit, K.; Liess, M., 2018. Indication of pesticide effects and recolonization in streams. *Science of the Total Environment*, 630: 1619-1627. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.056

Knillmann, S.; Stampfli, N.C.; Noskov, Y.A.; Beketov, M.A.; Liess, M., 2013. Elevated temperature prolongs long-term effects of a pesticide on Daphnia spp. due to altered competition in zooplankton communities. *Global Change Biology*, 19 (5): 1598-1609. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12151

Knutie, S.A.; Gabor, C.R.; Kohl, K.D.; Rohr, J.R., 2017. Do host-associated gut microbiota mediate the effect of an herbicide on disease risk in frogs? *Journal of Animal Ecology*, 1e11. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12769

Kreutzweiser, D.P.; Sutton, T.M.; Back, R.C.; Pangle, K.L.; Thompson, D.G., 2004. Some ecological implications of a neem (azadirachtin) insecticide disturbance to zooplankton communities in forest pond enclosures. *Aquatic Toxicology*, 67(3), 239–254. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2004.01.011

Kristensen, E., 2008. Mangrove crabs as ecosystem engineers; with emphasis on sediment processes. *Journal of Sea Research*, 59 (1-2): 30-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.seares.2007.05.004

Kuzmanovic, M.; Doledec, S.; de Castro-Catala, N.; Ginebreda, A.; Sabater, S.; Munoz, I.; Barcelo, D., 2017. Environmental stressors as a driver of the trait composition of benthic macroinvertebrate assemblages in polluted Iberian rivers. *Environmental Research*, 156: 485-493. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.03.054

Kuzmanovic, M.; Lopez-Doval, J.C.; De Castro-Catala, N.; Guasch, H.; Petrovic, M.; Munoz, I.; Ginebreda, A.; Barcelo, D., 2016. Ecotoxicological risk assessment of chemical pollution in four Iberian river basins and its relationship with the aquatic macroinvertebrate community status. *Science of the Total Environment*, 540: 324-333. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.112

Lafontaine, A.; Gismondi, E.; Boulange-Lecomte, C.; Geraudie, P.; Dodet, N.; Caupos, F.; Lemoine, S.; Lagadic, L.; Thome, J.P.; Forget-Leray, J., 2016. Effects of chlordecone on 20-hydroxyecdysone concentration and chitobiase activity in a decapod crustacean, Macrobrachium Erosenbergii. *Aquatic Toxicology*, 176: 53-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.006

Lagadic, L., Ducrot, V., Thome, J.-P., Forge- Leray, J., Boulang- Lecomte, C., Giusti, A., Joaqui- Justo, C., Gismondi, E., Petrucciani, N., Adam, C., Legrand, E., Besnard, A.-L., Collinet, M., Coke, M., Quemeneur, A., Azam, D., Coutellec, M.-A. 2015. Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité. CREOLE EST-2011/1/190. Rapport final. PNR EST ANSES, AO 2011. 46 pages 2015. *Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité.*

Lam, M.W.; Tantuco, K.; Mabury, S.A., 2003. PhotoFate: a new approach in accounting for the contribution of indirect photolysis of pesticides and pharmaceuticals in surface waters. *Environmental Science & Technology*, 37(5): 899-907. https://doi.org/10.1021/es025902+

Lande, R.; Shannon, S., 1996. The role of genetic variation in adaptation and population persistence in a changing environment. *Evolution*, 50 (1): 434-437. http://dx?doi?org/10.2307/2410812

Lecointre, G.; Le Guyader, H., 2017. *Classification phylogénétique du vivant*. Paris: Belin, 831 p.

Legrand, E.; Boulange-Lecomte, C.; Restoux, G.; Tremolet, G.; Duflot, A.; Forget-Leray, J., 2017. Individual and mixture acute toxicity of model pesticides chlordecone and pyriproxyfen in the estuarine copepod Eurytemora affinis. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5976-5984. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8294-5

Li, H.Z.; Cheng, F.; Wei, Y.L.; Lydy, M.J.; You, J., 2017. Global occurrence of pyrethroid insecticides in sediment and the associated toxicological effects on benthic invertebrates: An overview. *Journal of Hazardous Materials*, 324: 258-271. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2016.10.056

Liess, M.; Schulz, R., 1996. Chronic effects of short-term contamination with the pyrethroid insecticide fenvalerate on the caddisfly Limnephilus lunatus. *Hydrobiologia*, 324 (2): 99-106. http://dx.doi.org/10.1007/bf00018170

Liess, M.; von der Ohe, P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (4): 954-965. http://dx.doi.org/10.1897/03-652.1

Liu, W.X.; He, W.; Qin, N.; Kong, X.Z.; He, Q.S.; Ouyang, H.L.; Yang, B.; Wang, Q.M.; Yang, C.; Jiang, Y.J.; Wu, W.J.; Xu, F.L., 2012. Residues, Distributions, Sources, and Ecological Risks of OCPs in the Water from Lake Chaohu, China. *Scientific World Journal*: 16. http://dx.doi.org/10.1100/2012/897697

Lin, R.; Buijse, L.; Dimitrov, M.R.; Dohmen, P.; Kosol, S.; Maltby, L.; Roessink, I.; Sinkeldam, J.A.; Smidt, H.; Van Wijngaarden, R.P.; Brock, T.C.M., 2012. Effects of the fungicide metiram in outdoor freshwater microcosms: Responses of invertebrates, primary producers and microbes. *Ecotoxicology*, 21(5), 1550–1569. https://doi.org/10.1007/s10646-012-0909-0

Lopez-Doval, J.C.; Poquet, M.; Munoz, I., 2014. Sublethal effects of the herbicide diuron on the freshwater snail Physella acuta. *Limnetica*, 33 (1): 205-215. http://dx.doi.org/10.23818/limn.33.16

Lopez-Mancisidor, P.; Carbonell, G.; Marina, A.; Fernandez, C.; Tarazona, J.V., 2008. Zooplankton community responses to chlorpyrifos in mesocosms under Mediterranean conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 71 (1): 16-25. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.06.006

Loria, A.; Cristescu, M.E.; Gonzalez, A., 2022. Genotype diversity promotes the persistence of Daphnia populations exposed to severe copper stress. *Journal of Evolutionary Biology*, 35 (2): 265-277. http://dx.doi.org/10.1111/jeb.13979

Macaulay, S.J.; Hageman, K.J.; Alumbaugh, R.E.; Lyons, S.M.; Piggott, J.J.; Matthaei, C.D., 2019. Chronic Toxicities of Neonicotinoids to Nymphs of the Common New Zealand Mayfly Deleatidium spp. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2459-2471. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4556

Major, K.M.; Weston, D.P.; Lydy, M.J.; Hartz, K.E.H.; Wellborn, G.A.; Manny, A.R.; Poynton, H.C., 2020. The G119S ace-1 mutation confers adaptive organophosphate resistance in a nontarget amphipod. *Evolutionary Applications*, 13 (4): 620-635. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12888

Major, K.M.; Weston, D.P.; Lydy, M.J.; Wellborn, G.A.; Poynton, H.C., 2018. Unintentional exposure to terrestrial pesticides drives widespread and predictable evolution of resistance in freshwater crustaceans. *Evolutionary Applications*, 11 (5): 748-761. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12584

Malaj, E.; von der Ohe, P.C.; Grote, M.; Kuhne, R.; Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P.; Brack, W.; Schafer, R.B., 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (26): 9549-9554. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1321082111

Maltby, L.; Blake, N.; Brock, T.C.M.; Van Den Brink, P.J., 2005. Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (2): 379-388. http://dx.doi;org/10.1897/04-025r.1

Maund, S.J.; Hamer, M.J.; Lane, M.C.G.; Farrelly, E.; Rapley, J.H.; Goggin, U.M.; Gentle, W.E., 2002. Partitioning, bioavailability, and toxicity of the pyrethroid insecticide cypermethrin in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (1): 9-15. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620210102

Mayer-Pinto, M.; Ignacio, B.L., 2015. Effects of chemical disturbances on intertidal benthic assemblages. *Science of the Total Environment*, 506: 10-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.095

McKnight, U.S.; Rasmussen, J.J.; Kronvang, B.; Binning, P.J.; Bjerg, P.L., 2015. Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environmental Pollution*, 200: 64-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.015

McMahon, T.A.; Halstead, N.T.; Johnson, S.; Raffel, T.R.; Romansic, J.M.; Crumrine, P.W.; Rohr, J.R., 2012. Fungicide-induced declines of freshwater biodiversity modify ecosystem functions and services. *Ecology Letters*, 15 (7): 714-722. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01790.x

Medina, M.H.; Correa, J. A.; Barata, C., 2007. Micro-evolution due to pollution: possible consequences for ecosystem responses to toxic stress. *Chemosphere*, 67(11), 2105-2114. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.024

Meng, X.-L.; Li, S.; Qin, C.-B.; Zhu, Z.-X.; Hu, W.-P.; Yang, L.-P.; Lu, R.-H.; Li, W.-J.; Nie, G.-X., 2018. Intestinal microbiota and lipid metabolism responses in the common carp (Cyprinus carpio L.) following copper exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 160, 257e264. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.05.050.

Misaki, T.; Yokomizo, H.; Tanaka, Y., 2019. Broad-scale effect of herbicides on functional properties in benthic invertebrate communities of rivers: An integrated analysis of biomonitoring and exposure evaluations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171: 173-180. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.089

Mize, S.V.; Porter, S.D.; Derncheck, D.K., 2008. Influence of fipronil compounds and rice-cultivation land-use intensity on macroinvertebrate communities in streams of southwestern Louisiana, USA. *Environmental Pollution*, 152 (2): 491-503. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.03.021

Mondy, C.P.; Munoz, I.; Doledec, S., 2016. Life-history strategies constrain invertebrate community tolerance to multiple stressors: A case study in the Ebro basin. *Science of the Total Environment*, 572: 196-206. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.227

Moran, P.W.; Kemble, N.E.; Waite, I.R.; Mahler, B.J.; Nowell, L.H.; Van Metre, P.C., 2020. Legacy and Current-Use Contaminants in Sediments Alter Macroinvertebrate Communities in Southeastern US Streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (6): 1219-1232. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4705

Motta, E.V.; Moran, N.A., 2020. Impact of glyphosate on the honey bee gut microbiota: Effects of intensity, duration, and timing of exposure. *Msystems*, 5(4), e00268-20. https://doi.org/10.1128/mSystems.00268-20

Moran, P.W.; Nowell, L.H.; Kemble, N.E.; Mahler, B.J.; Waite, I.R.; Van Metre, P.C., 2017. Influence of sediment chemistry and sediment toxicity on macroinvertebrate communities across 99 wadable streams of the Midwestern USA. *Science of the Total Environment*, 599: 1469-1478. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.035

Motta, E.V.S.; Raymann, K.; Moran, N.A., 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (41): 10305-10310. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1803880115

Neumann, M.; Baumeister, J.; Liess, M.; Schulz, R., 2003. An expert system to estimate the pesticide contamination of small streams using benthic macroinvertebrates as bioindicators II. The knowledge base of LIMPACT. *Ecological Indicators*, 2 (4): 391-401. http://dx.doi.org/10.1016/s1470-160x(03)00025-6

Neury-Ormanni, J.; Doose, C.; Majdi, N.; Vedrenne, J.; Traunspurger, W.; Morin, S., 2020. Selective grazing behaviour of chironomids on microalgae under pesticide pressure. *Science of the Total Environment*, 730: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138673

Norum, U.; Friberg, N.; Jensen, M.R.; Pedersen, J.M.; Bjerregaard, P., 2010. Behavioural changes in three species of freshwater macroinvertebrates exposed to the pyrethroid lambda-cyhalothrin: Laboratory and stream microcosm studies. *Aquatic Toxicology*, 98 (4): 328-335. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.03.004

Noyes, P.D.; Lema, S.C., 2015. Forecasting the impacts of chemical pollution and climate change interactions on the health of wildlife. *Current Zoology*, 61 (4): 669-689. http://dx.doi.org/10.1093/czoolo/61.4.669

OCDE, 2004. *Test No. 202: Daphnia sp. Acute Immobilisation Test, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2*. Paris: Éditions OCDE, 12 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264069947-en

OCDE, 2012. *Test No. 211: Daphnia magna Reproduction Test*. Paris: Editions OCDE, 25 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264185203-en

OCDE, 2018. *Revised Guidance Document 150 on Standardised Test Guidelines for Evaluating Chemicals for Endocrine Disruption*. Paris: OCDE (*Series on Testing and Assessment, n°150*), 689 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264304741-en

Orlinskiy, P.; Munze, R.; Beketov, M.; Gunold, R.; Paschke, A.; Knillmann, S.; Liess, M., 2015. Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: Mechanisms and quantification. *Science of the Total Environment*, 524: 115-123. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.143

Oropesa, A.L.; Floro, A.M.; Palma, P., 2017. Toxic potential of the emerging contaminant nicotine to the aquatic ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (20): 16605-16616. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9084-4

Orsini, L.; Spanier, K.I.; De Meester, L., 2012. Genomic signature of natural and anthropogenic stress in wild populations of the waterflea Daphnia magna: validation in space, time and experimental evolution. *Molecular Ecology*, 21 (9): 2160-2175. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05429.x

Overmyer, J.P.; Noblet, R.; Armbrust, K.L., 2005. Impacts of lawn-care pesticides on aquatic ecosystems in relation to property value. *Environmental Pollution*, 137 (2): 263-272. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.006

Oziolor, E.M.; De Schamphelaere, K.; Matson, C.W., 2016. Evolutionary toxicology: Meta-analysis of evolutionary events in response to chemical stressors. *Ecotoxicology*, 25 (10): 1858-1866. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1735-6

Paddock, K.J.; Pereira, A.E.; Finke, D.L.; Ericsson, A.C.; Hibbard, B.E.; Shelby, K.S., 2021. Host resistance to Bacillus thuringiensis is linked to altered bacterial community within a specialist insect herbivore. *Molecular Ecology*, 30 (21): 5438-5453. http://dx.doi.org/10.1111/mec.15875

Palmquist, K.R.; Jepson, P.C.; Jenkins, J.J., 2008. Impact of aquatic insect life stage and emergence strategy on sensitivity to esfenvalerate exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (8): 1728-1734. http://dx.doi.org/10.1897/07-499.1

Paris, M.; Despres, L., 2012. Identifying insecticide resistance genes in mosquito by combining AFLP genome scans and 454 pyrosequencing. *Molecular Ecology*, 21 (7): 1672-1686. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2012.05499.x

Pennati, R.; Groppelli, S.; Zega, G.; Biggiogero, M.; De Bernardi, F.; Sotgia, C., 2006. Toxic effects of two pesticides, Imazalil and Triadimefon, on the early development of the ascidian Phallusia mammillata (Chordata, Ascidiacea). *Aquatic Toxicology*, 79 (3): 205-212. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.05.012

Pereira, A.S.; Damaso-Rodrigues, M.L.; Amorim, A.; Daam, M.A.; Cerejeira, M.J., 2018. Aquatic community structure in Mediterranean edge-of-field waterbodies as explained by environmental factors and the presence of pesticide mixtures. *Ecotoxicology*, 27 (6): 661-674. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1944-2

Peters, K.; Bundschuh, M.; Schafer, R.B., 2013. Review on the effects of toxicants on freshwater ecosystem functions. *Environmental Pollution*, 180: 324-329. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.025

Pickford, D.B.; Finnegan, M.C.; Baxter, L.R.; Bohmer, W.; Hanson, M.L.; Stegger, P.; Hommen, U.; Hoekstra, P.F.; Hamer, M., 2018. Response of the Mayfly (&ITCloeon dipterum&IT) to Chronic Exposure to Thiamethoxam in Outdoor Mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (4): 1040-1050. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4028

Pimentao, A.R.; Pascoal, C.; Castro, B.B.; Cassio, F., 2020. Fungistatic effect of agrochemical and pharmaceutical fungicides on non-target aquatic decomposers does not translate into decreased fungi- or invertebrate-mediated decomposition. *Science of the Total Environment*, 712: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135676

Pisa, L.W.; Amaral-Rogers, V.; Belzunces, L.P.; Bonmatin, J.M.; Downs, C.A.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.; Liess, M.; McField, M.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Settele, J.; Simon-Delso, N.; Stark, J.D.; Van der Sluijs, J.P.; Van Dyck, H.; Wiemers, M., 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 68-102. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3471-x

Pitacco, V.; Mistri, M.; Ferrari, C.R.; Sfriso, A.; Sfriso, A.A.; Munari, C., 2020. Multiannual Trend of Micro-Pollutants in Sediments and Benthic Community Response in a Mediterranean Lagoon (Sacca di Goro, Italy). *Water*, 12 (4): 18. http://dx.doi.org/10.3390/w12041074

Poelchau, M.; Childers, C.; Moore, G.; Tsavatapalli, V.; Evans, J.; Lee, C.Y.; Lin, H.; Lin, J.W.; Hackett, K., 2015. The i5k Workspace@NAL-enabling genomic data access, visualization and curation of arthropod genomes. *Nucleic Acids Research*, 43 (D1): D714-D719. http://dx.doi.org/10.1093/nar/gku983

Pristed, M.J.S.; Bundschuh, M.; Rasmussen, J.J., 2016. Multiple exposure routes of a pesticide exacerbate effects on a grazing mayfly. *Aquatic Toxicology*, 178: 190-196. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.08.005

Rasmussen, J.J.; Friberg, N.; Larsen, S.E., 2008. Impact of lambda-cyhalothrin on a macroinvertebrate assemblage in outdoor experimental channels: Implications for ecosystem functioning. *Aquatic Toxicology*, 90 (3): 228-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.09.003

Rasmussen, J.J.; Reiber, L.; Holmstrup, M.; Liess, M., 2017. Realistic pesticide exposure through water and food amplifies long-term effects in a Limnephilid caddisfly. *Science of the Total Environment*, 580: 1439-1445. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.110

Rasmussen, J.J.; Reiler, E.M.; Carazo, E.; Matarrita, J.; Munoz, A.; Cedergreen, N., 2016. Influence of rice field agrochemicals on the ecological status of a tropical stream. *Science of the Total Environment*, 542: 12-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.062

Rasmussen, J.J.; Wiberg-Larsen, P.; Baattrup-Pedersen, A.; Friberg, N.; Kronvang, B., 2012. Stream habitat structure influences macroinvertebrate response to pesticides. *Environmental Pollution*, 164: 142-149. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.01.007

Rasmussen, J.J.; Wiberg-Larsen, P.; Kristensen, E.A.; Cedergreen, N.; Friberg, N., 2013. Pyrethroid effects on freshwater invertebrates: A meta-analysis of pulse exposures. *Environmental Pollution*, 182: 479-485. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.08.012

Relyea, R.A.; Hoverman, J.T., 2008. Interactive effects of predators and a pesticide on aquatic communities. *Oikos*, 117 (11): 1647-1658. http://dx.doi.org/10.1111/j.1600-0706.2008.16933.x

Rivadeneira, P.R.; Agrelo, M.; Otero, S.; Kristoff, G., 2013. Different effects of subchronic exposure to low concentrations of the organophosphate insecticide chlorpyrifos in a freshwater gastropod. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 90: 82-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.12.013

Robillard, S.; Beauchamp, G.; Laulier, M., 2003. The role of abiotic factors and pesticide levels on enzymatic activity in the freshwater mussel Anodonta cygnea at three different exposure sites. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 135 (1): 49-59. http://dx.doi.org/10.1016/s1532-0456(03)00049-8

Roussel, H.; Chauvet, E.; Bonzom, J., 2008. Alteration of leaf decomposition in copper-contaminated freshwater mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27(3), 637–644. https://doi.org/10.1897/07-168.1

Russo, R.; Haange, S.B.; Rolle-Kampczyk, U.; von Bergen, M.; Becker, J.M.; Liess, M., 2018. Identification of pesticide exposure-induced metabolic changes in mosquito larvae. *Science of the Total Environment*, 643: 1533-1541. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.282

Rybicki, M.; Jungmann, D., 2018. Direct and indirect effects of pesticides on a benthic grazer during its life cycle. *Environmental Sciences Europe*, 30: 19. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0165-x

Salice, C.J.; Kimberly, D.A., 2013. Environmentally relevant concentrations of a common insecticide increase predation risk in a freshwater gastropod. *Ecotoxicology*, 22 (1): 42-49. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1001-5

Sanchez-Bayo, F.; Goka, K.; Hayasaka, D., 2016. Contamination of the Aquatic Environment with Neonicotinoids and its Implication for Ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 4: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2016.00071

Sanderson, H.; Laird, B.; Brain, R.; Wilson, C.J.; Solomon, K.R., 2009. Detectability of fifteen aquatic micro/mesocosms. *Ecotoxicology*, 18 (7): 838-845. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0327-0

Sandland, G.J.; Carmosini, N., 2006. Combined effects of a herbicide (atrazine) and predation on the life history of a pond snail, Physa gyrina. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (8): 2216-2220. http://dx.doi.org/10.1897/05-596r.1

Schafer, R.B.; Caquet, T.; Siimes, K.; Mueller, R.; Lagadic, L.; Liess, M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382 (2-3): 272-285. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.040

Schafer, R.B.; Gerner, N.; Kefford, B.J.; Rasmussen, J.J.; Beketov, M.A.; de Zwart, D.; Liess, M.; von der Ohe, P.C., 2013. How to Characterize Chemical Exposure to Predict Ecologic Effects on Aquatic Communities? *Environmental Science & Technology*, 47 (14): 7996-8004. http://dx.doi.org/10.1021/es4014954

Schafer, R.B.; Kefford, B.; Metzeling, L.; Liess, M.; Burgert, S.; Marchant, R.; Pettigrove, V.; Goonan, P.; Nugegoda, D., 2011. A trait database of stream invertebrates for the ecological risk assessment of single and combined effects of salinity and pesticides in South-East Australia. *Science of the Total Environment*, 409 (11): 2055-2063. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.01.053

Schafer, R.B.; von der Ohe, P.C.; Rasmussen, J.; Kefford, B.J.; Beketov, M.A.; Schulz, R.; Liess, M., 2012. Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 46 (9): 5134-5142. http://dx.doi.org/10.1021/es2039882

Schepker, T.J.; Webb, E.B.; Tillitt, D.; LaGrange, T., 2020. Neonicotinoid insecticide concentrations in agricultural wetlands and associations with aquatic invertebrate communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 287: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106678

Schriever, C.A.; Liess, M., 2007. Mapping ecological risk of agricultural pesticide runoff. *Science of the Total Environment*, 384 (1-3): 264-279. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.019

Schroeder-Spain, K.; Smee, D.L., 2019. Dazed, confused, and then hungry: pesticides alter predator-prey interactions of estuarine organisms. *Oecologia*, 189 (3): 815-828. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-019-04361-9

Schulz, J.; Moodie, E.E.M., 2021. Doubly Robust Estimation of Optimal Dosing Strategies. *Journal of the American Statistical Association*, 116 (533): 256-268. http://dx.doi.org/10.1080/01621459.2020.1753521

Schulz, R.; Bub, S.; Petschick, L.L.; Stehle, S.; Wolfram, J., 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372 (6537): 81-84. http://dx.doi.org/10.1126/science.abe1148

Schulz, R.; Dabrowski, J.M., 2001. Combined effects of predatory fish and sublethal pesticide contamination on the behavior and mortality of mayfly nymphs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (11): 2537-2543. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620201120

Schulz, R.; Liess, M., 2001. Toxicity of aqueous-phase and suspended particle-associated fenvalerate: Chronic effects after pulse-dosed exposure of Limnephilus lunatus (Trichoptera). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (1): 185-190. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200121

Scott, A.P., 2018. Is there any value in measuring vertebrate steroids in invertebrates? *General and Comparative Endocrinology*, 265: 77-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.04.005

Scott, I.; Kaushik, N., 2000. The toxicity of a neem insecticide to populations of Culicidae and other aquatic invertebrates as assessed in in situ microcosms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 39(3), 329–336.https://doi.org/10.1007/s002440010112

Shahid, N.; Becker, J.M.; Krauss, M.; Brack, W.; Liess, M., 2018. Adaptation of Gammarus pulex to agricultural insecticide contamination in streams. *Science of the Total Environment*, 621: 479-485. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.220

Silva, C.O.; Novais, S.C.; Alves, L.M.F.; Soares, A.; Barata, C.; Lemos, M.F.L., 2019. Linking cholinesterase inhibition with behavioural changes in the sea snail Gibbula urnbilicalis: Effects of the organophosphate pesticide chlorpyrifos. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 225: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2019.108570

Silva, E.; Daam, M.A.; Cerejeira, M.J., 2015. Predicting the aquatic risk of realistic pesticide mixtures to species assemblages in Portuguese river basins. *Journal of Environmental Sciences*, 31: 12-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.006

Stampfli, N.C.; Knillmann, S.; Liess, M.; Beketov, M.A., 2011. Environmental context determines community sensitivity of freshwater zooplankton to a pesticide. *Aquatic Toxicology*, 104 (1-2): 116-124. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.04.004

Stampfli, N.C.; Knillmann, S.; Liess, M.; Noskov, Y.A.; Schafer, R.B.; Beketov, M.A., 2013. Two stressors and a community - Effects of hydrological disturbance and a toxicant on freshwater zooplankton. *Aquatic Toxicology*, 127: 9-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.09.003

Stark, J.D.; Banks, J.E., 2003. Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology*, 48: 505-519. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.48.091801.112621

Stoler, A.B.; Walker, B.M.; Hintz, W.D.; Jones, D.K.; Lind, L.; Mattes, B.M.; Schuler, M.S.; Relyea, R.A., 2017. Combined effects of road salt and an insecticide on wetland communities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36(3), 771–779. https://doi.org/10.1002/etc.3639

Suppa, A.; Kvist, J.; Li, X.; Dhandapani, V.; Almulla, H.; Tian, A.Y.; Kissane, S.; Zhou, J.; Perotti, A.; Mangelson, H.; Langford, K.; Rossi, V.; Brown, J.B.; Orsini, L., 2020. Roundup causes embryonic development failure and alters metabolic pathways and gut microbiota functionality in non-target species. *Microbiome*, 8(1), 170. https://doi.org/10.1186/s40168-020-00943-5

Svensson, O.; Bellamy, A.S.; Van den Brink, P.J.; Tedengren, M.; Gunnarsson, J.S., 2018. Assessing the ecological impact of banana farms on water quality using aquatic macroinvertebrate community composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13373-13381. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8248-y

Szocs, E.; Kefford, B.J.; Schafer, R.B., 2012. Is there an interaction of the effects of salinity and pesticides on the community structure of macroinvertebrates? *Science of the Total Environment*, 437: 121-126. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.066

Tada, M.; Hatakeyama, S., 2000. Chronic effects of an insecticide, fenobucarb, on the larvae of two mayflies, Epeorus latifolium and Baetis thermicus, in model streams. *Ecotoxicology*, 9 (3): 187-195. http://dx.doi.org/10.1023/a:1008990604166

Takeshita, K.M.; Hayashi, T.I.; Yokomizo, H., 2020. Evaluation of interregional consistency in associations between neonicotinoid insecticides and functions of benthic invertebrate communities in rivers in urban rice-paddy areas. *Science of the Total Environment*, 743: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140627

Theuerkauff, D.; Rivera-Ingraham, G.A.; Lambert, S.; Mercky, Y.; Lejeune, M.; Lignot, J.H.; Sucre, E., 2020. Wastewater bioremediation by mangrove ecosystems impacts crab ecophysiology: In-situ caging experiment. *Aquatic Toxicology*, 218: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105358

Tuberty, S.R.; McKenney, C.L., 2005. Ecdysteroid responses of estuarine crustaceans exposed through complete larval development to juvenile hormone agonist insecticides. *Integrative and Comparative Biology*, 45 (1): 106-117. http://dx.doi.org/10.1093/icb/45.1.106

U.S. EPA, 1998. Endocrine Disruptor Screening Program. *Federal Register*, 63: 42852−42855. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/081198frnotice.pdf

Usseglio-Polatera, P.; Bournaud, M.; Richoux, P.; Tachet, H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43 (2): 175-205. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x

van den Brink, P.J., 2006. Letter to the Editor: Response to Recent Criticism on Aquatic Semifield Experiments: Opportunities for New Developments in Ecological Risk Assessment of Pesticides. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2 (3): 202-203. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.5630020302

Van den Brink, P.J.; Ter Braak, C.J.F., 1999. Principal response curves: Analysis of time-dependent multivariate responses of biological community to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (2): 138-148. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620180207

Van Dijk, T.C.; Van Staalduinen, M.A.; Van der Sluijs, J.P., 2013. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *Plos One*, 8 (5): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062374

van der Linden, P.; Shinn, C.; Moreira-Santos, M.; Oehlmann, J.; Ribeiro, R.; Müller, R., 2019. Aquatic mesocosms exposed to a fungicide in warm and cold temperate European climate zones: Long-term macroinvertebrate response. *Science of The Total Environment*, 681, 133-142. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.112

van Wijngaarden, R.P.A.; Brock, T.C.M.; Douglas, M.T., 2005. Effects of chlorpyrifos in freshwater model ecosystems: the influence of experimental conditions on ecotoxicological thresholds. *Pest Management Science*, 61 (10): 923-935. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1084

Varg, J. E.; Kunce, W.; Outomuro, D.; Svanbäck, R.; Johansson, F., 2021. Single and combined effects of microplastics, pyrethroid and food resources on the life-history traits and microbiome of Chironomus riparius. *Environmental Pollution*, 289, 117848. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117848

Vijver, M.G.; van den Brink, P.J., 2014. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid: A Rebuttal and Some New Analyses. *Plos One*, 9 (2): 9. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0089837

Vinebrooke, R.D.; Cottingham, K.L.; Norberg, J.; Scheffer, M.; Dodson, S.I.; Maberly, S.C.; Sommer, U., 2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104 (3): 451-457.

Vonesh, J. R.; Kraus, J.M., 2009. Pesticide alters habitat selection and aquatic community composition. *Oecologia*, 160(2), 379–385. https://doi.org/10.1007/s00442-009-1301-5

Waite, I.R.; Munn, M.D.; Moran, P.W.; Konrad, C.P.; Nowell, L.H.; Meador, M.R.; Van Metre, P.C.; Carlisle, D.M., 2019. Effects of urban multi-stressors on three stream biotic assemblages. *Science of the Total Environment*, 660: 1472-1485. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.240

Wan, M.T., 2013. Ecological risk of pesticide residues in the British Columbia environment: 1973-2012. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 48 (5): 344-363. http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2013.742373

Weber, G.; Christmann, N.; Thiery, A.C.; Martens, D.; Kubiniok, J., 2018. Pesticides in agricultural headwater streams in southwestern Germany and effects on macroinvertebrate populations. *Science of the Total Environment*, 619: 638-648. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.155

Wei, Y.L.; Li, H.Z.; Zhang, J.J.; Xiong, J.J.; Yi, X.Y.; You, J., 2017. Legacy and Current-Use Insecticides in Agricultural Sediments from South China: Impact of Application Pattern on Occurrence and Risk. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 65 (21): 4247-4254. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.7b00620

Weltje, L.; Schulte-Oehlmann, U., 2007. The seven year itch—progress in research on endocrine disruption in aquatic invertebrates since 1999. *Ecotoxicology*, 16 (1): 1-3. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-006-0116-y

Wernersson, A.-S.; Carere, M.; Maggi, C.; Tusil, P.; Soldan, P.; James, A.; Sanchez, W.; Dulio, V.; Broeg, K.; Reifferscheid, G.; Buchinger, S.; Maas, H.; Van Der Grinten, E.; O'Toole, S.; Ausili, A.; Manfra, L.; Marziali, L.; Polesello, S.; Lacchetti, I.; Mancini, L.; Lilja, K.; Linderoth, M.; Lundeberg, T.; Fjällborg, B.; Porsbring, T.; Larsson, D.G.J.; Bengtsson-Palme, J.; Förlin, L.; Kienle, C.; Kunz, P.; Vermeirssen, E.; Werner, I.; Robinson, C.D.; Lyons, B.; Katsiadaki, I.; Whalley, C.; den Haan, K.; Messiaen, M.; Clayton, H.; Lettieri, T.; Carvalho, R.N.; Gawlik, B.M.; Hollert, H.; Di Paolo, C.; Brack, W.; Kammann, U.; Kase, R., 2015. The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environmental Sciences Europe*, 27 (1): 7. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-015-0039-4

Weston, D.P.; Lydy, M.J., 2014. Toxicity of the Insecticide Fipronil and Its Degradates to Benthic Macroinvertebrates of Urban Streams. *Environmental Science & Technology*, 48 (2): 1290-1297. http://dx.doi.org/10.1021/es4045874

Weston, D.P.; Poynton, H.C.; Wellborn, G.A.; Lydy, M.J.; Blalock, B.J.; Sepulveda, M.S.; Colbourne, J.K., 2013. Multiple origins of pyrethroid insecticide resistance across the species complex of a nontarget aquatic crustacean, Hyalella azteca. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (41): 16532-16537. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1302023110

Willming, M.M.; Qin, G.Q.; Maul, J.D., 2013. Effects of environmentally realistic daily temperature variation on pesticide toxicity to aquatic invertebratesS. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (12): 2738-2745. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2354

Wood, T.J.; Goulson, D., 2017. The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (21): 17285-17325. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9240-x

Xie, Y.W.; Hong, S.; Kim, S.; Zhang, X.W.; Yang, J.H.; Giesy, J.P.; Wang, T.Y.; Lu, Y.L.; Yu, H.X.; Khim, J.S., 2017. Ecogenomic responses of benthic communities under multiple stressors along the marine and adjacent riverine areas of northern Bohai Sea, China. *Chemosphere*, 172: 166-174. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.12.121

Xuereb, B.; Lefevre, E.; Garric, J.; Geffard, O., 2009. Acetylcholinesterase activity in Gammarus fossarum (Crustacea Amphipoda): Linking AChE inhibition and behavioural alteration. *Aquatic Toxicology*, 94 (2): 114-122. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.06.010

Yang, X.; Song, Y.; Zhang, C.; Pang, Y.; Song, X.; Wu, M.; Cheng, Y., 2019. Effects of the glyphosate-based herbicide roundup on the survival, immune response, digestive activities and gut microbiota of the Chinese mitten crab, Eriocheir sinensis. *Aquatic Toxicology*, 214, 105243. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105243

Yuan, L.L.; Pollard, A.I.; Carlisle, D.M., 2009. Using propensity scores to estimate the effects of insecticides on stream invertebrates from observational data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (7): 1518-1527. http://dx.doi.org/10.1897/08-551.1

Zafar, M.I.; Belgers, J.D.M.; Van Wijngaarden, R.P.A.; Matser, A.; Van den Brink, P.J., 2012. Ecological impacts of time-variable exposure regimes to the fungicide azoxystrobin on freshwater communities in outdoor microcosms. *Ecotoxicology*, 21 (4): 1024-1038. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0856-9

Zhou, S.; Dong, J.; Liu, Y.; Yang, Q.; Xu, N.; Yang, Y.; Ai, X., 2021. Effects of acute deltamethrin exposure on kidney transcriptome and intestinal microbiota in goldfish (Carassius auratus). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 225, 112716. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112716

Zhou, J.; Kang, H.M.; Lee, Y.H.; Jeong, C.B.; Park, J.C.; Lee, J.S., 2019. Adverse effects of a synthetic pyrethroid insecticide cypermethrin on life parameters and antioxidant responses in the marine copepods Paracyclopina nana and Tigriopus japonicus. *Chemosphere*, 217: 383-392. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.217

Zohary, T.; Ostrovsky, I., 2011. Ecological impacts of excessive water level fluctuations in stratified freshwater lakes. *Inland Waters*, 1 (1): 47-59. http://dx.doi.org/10.5268/iw-1.1.406

Chapitre 11

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les vertébrés des écosystèmes aquatiques

Auteurs : **Stéphane Betoulle**, **Patrice Gonzalez** (coordinateur), **Marielle Thomas**

Documentaliste : Morgane Le Gall

Pilote référent : Wilfried Sanchez

Sommaire

1. Contexte 773

2. Démarche d'analyse bibliographique 775

3. Effets sur les populations et les communautés de vertébrés aquatiques 776

3.1. Effets directs 776

3.2. Effets indirects 777

4. Effets sur les organismes 778

4.1. Exposition, bioaccumulation et bioamplification 779

4.2. Effets directs 785

4.2.1. Le stress oxydatif 786

4.2.2. La génotoxicité 788

4.2.3. L'immunotoxicité et ses conséquences sur la défense des organismes 788

4.2.4. La neurotoxicité et ses conséquences sur le comportement des organismes 790

4.2.5. Les atteintes métaboliques et leurs conséquences sur la croissance et le développement des organismes . 792

4.2.6. Les perturbations endocriniennes 793

4.2.7. Les perturbations neurotoxiques 795

4.2.8. L'inhibition du fonctionnement mitochondrial 796

4.3. Effets indirects 796

4.4. Effets modulés par des variables écologiques 797
4.5. Etudes de cas 799
4.5.1. Le glyphosate 799
4.5.2. Les nanopesticides 800

5. Spécificités ultramarines 802
5.1. Spécificités des PPP en régions tropicales 802
5.1.1. La chlordécone 802
5.1.2. Le lindane et ses dérivés 804
5.1.3. Autres pesticides 804
5.2. Spécificités des PPP en régions polaires 804

6. Répercussions des effets sur les fonctions écologiques et les services écosystémiques rendus par les vertébrés aquatiques 805

7. Conclusions 806
7.1. Analyse critique de la bibliographie disponible : limites, manques. 806
7.2. Recommandations pour de futures études 807

Références bibliographiques 811

1. Contexte

Le long du continuum terre-mer, les écosystèmes aquatiques jouent un rôle prépondérant. En effet, ces zones ont un rôle écologique primordial pour de nombreuses espèces biologiques. Elles représentent l'habitat de ces organismes mais aussi sont le lieu d'une intense production primaire assurant les ressources alimentaires de chaînes trophiques complexes.

Cependant, ces hydrosystèmes sont affectés par de nombreux apports continentaux notamment en contaminants chimiques liés aux activités humaines (Matthiessen et Law, 2002; Goberville *et al.*, 2010 ; Lima et Wethey, 2012 ; Halpern *et al.*, 2015). L'importance de la pollution des rivières, des zones côtières et estuariennes et des océans est avérée (Chapman et Wang, 2001) et son implication dans la dégradation de ces biotopes sensibles prouvée (Johnson *et al.*, 1998).

L'utilisation de pesticides en agriculture, par les particuliers dans leur jardin ou encore les collectivités urbaines a conduit à une contamination diffuse des hydrosystèmes (Silva *et al.*, 2019) et à des effets sur des organismes non cibles vivants dans ces écosystèmes (FAO et ITPS, 2017). En effet, le compartiment aquatique constitue le réceptacle final de nombreux xénobiotiques, dont les PPP. Ces dernières années, face à la pression sociétale, l'agriculture a modifié ses pratiques afin de limiter l'utilisation de produits phytopharmaceutiques (Wezel *et al.*, 2014) ou se sont orientés vers l'agriculture biologique. Cependant, certains paramètres environnementaux peuvent limiter ces démarches positives. Ainsi, des températures extrêmes liées au changement climatique peuvent réduire l'effet de ces mesures de protection (Garrigou *et al.*, 2020), et la persistance de certains composés phytopharmaceutiques peut également varier en fonction des paramètres climatiques (Delcour *et al.*, 2015).

Au sein des écosystèmes du globe, la matrice aquatique regroupe une grande diversité d'hydrosystèmes. Ecologiquement, elle constitue une des trois matrices principales avec l'air et le sol, par lesquelles les molécules constitutives des PPP circulent dans l'environnement. Par son implication dans les réactions biochimiques, l'eau intervient naturellement dans le bon fonctionnement physiologique, de l'organisme à l'écosystème. L'eau constitue de fait un des vecteurs majeurs de la contamination par les molécules constitutives des PPP. Ainsi, les sédiments et les organismes biologiques (micro-organismes, plantes, animaux) présents dans les écosystèmes aquatiques, sont eux aussi, de fait, soumis aux PPP contribuant aux transferts mais aussi aux dégradations des substances libérées par ce type de contamination. Dans la diversité des organismes aquatiques, la faune des vertébrés occupe une place importante par les fonctions écologiques qu'elle assure. L'ensemble des taxons de vertébrés aquatiques est touché par les érosions de biodiversité (Dudgeon *et al.*, 2006 ; Darwall *et al.*, 2018 ; Ethier *et al.*, 2020; WWF *et al.*, 2020). Dans les eaux douces, la densité des populations de vertébrés aquatiques a chuté de plus de 80% au cours des 50 dernières années (Darwall *et al.*, 2018). Dans le milieu marin, sont également observés des déclins majeurs des vertébrés notamment dans les zones estuariennes fortement exposées aux stress anthropiques (Brooks *et al.*, 2012 ; Francis *et al.*, 2021). Comme pour les autres organismes biologiques, les causes de la régression des populations de vertébrés aquatiques sont multi-factorielles et la part de responsabilité des PPP demeure délicate à évaluer. Les pesticides, dont certaines molécules sont détectées dans près de 87% des points de suivi des cours d'eau métropolitains, semblent malgré tout participer au déclin observé dans les populations (Parsons *et al.*, 2010 ; Mearns *et al.*, 2019; Yamamuro *et al.*, 2019).

L'estimation des effets des PPP sur la faune de vertébrés aquatiques se heurte à plusieurs difficultés contextuelles délicates à prendre en considération tant pour les études menées en milieux naturels que pour celles effectuées en laboratoire. En dehors du fait qu'une très grande diversité de PPP est utilisée, leurs effets sur les vertébrés aquatiques sont complexes à appréhender notamment en raison de leurs schémas d'exposition, variables à la fois spatialement et temporellement. Pour faire un point, le plus complet possible, de l'état des connaissances sur les effets des PPP sur les vertébrés aquatiques, il est important de mettre en avant ici, ces points de difficultés énoncés.

L'utilisation de ces substances aussi diverses et de manière régulière peut conduire à leur transfert voire leur accumulation dans les chaînes alimentaires à la base d'actions potentiellement néfastes sur la biodiversité des écosystèmes aquatiques (Figure 11-1).

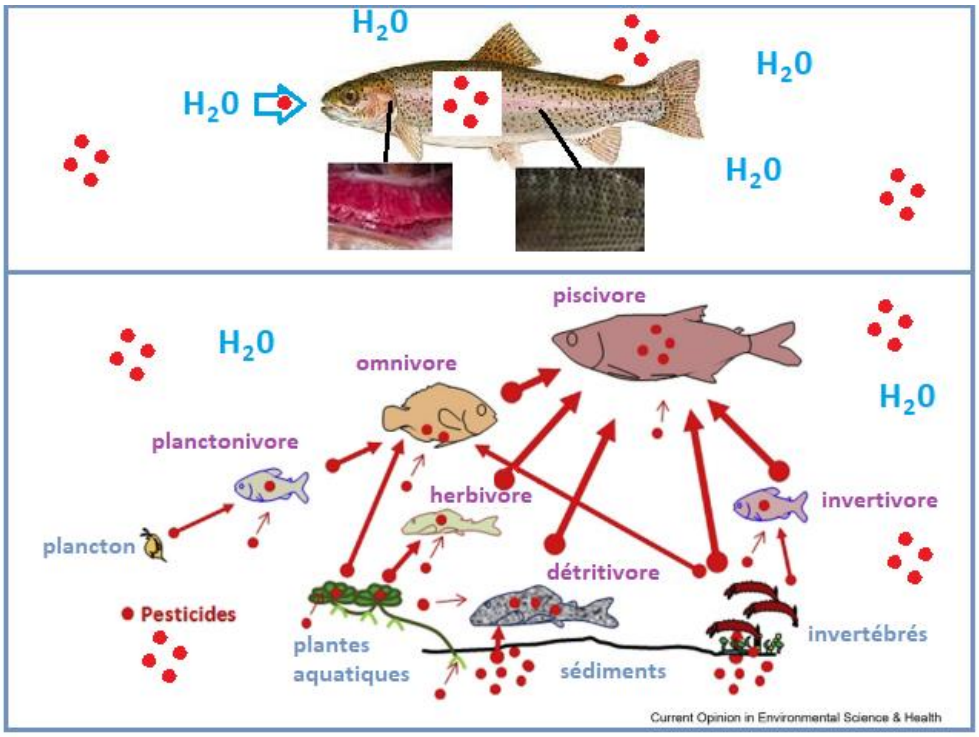


Figure 11-1. Diversité des modalités d'exposition aux PPP chez les vertébrés aquatiques (exemple des poissons). (d'après Pérez-Parada *et al.*, 2018).

Les vertébrés aquatiques comme toutes les espèces animales sont exposés dans leurs environnements marins ou dulçaquicoles à une très grande diversité de perturbations stressantes dont les PPP. Au niveau même des contaminants, ceux-ci sont eux aussi d'une extrême diversité et les PPP n'en constituent qu'une partie. La part de la contamination des masses d'eau liée aux pesticides dépend naturellement des activités agricoles présentes mais aussi des conditions climatiques et hydrologiques des zones concernées, ces conditions pouvant fortement varier d'une année à l'autre. Cette contamination dépend également des caractéristiques chimiques des molécules, notamment de leur plus ou moins grande hydrosolubilité conduisant à des interactions plus ou moins fortes des substances avec l'eau, les particules en suspension, les sédiments et le biote.

Les vertébrés représentent un groupe ayant un rôle prépondérant dans les écosystèmes aquatiques. De nombreuses espèces constituent des maillons essentiels de la chaîne trophique. De même, nombre d'espèces comme les Téléostéens (taxon de vertébrés le plus riche avec environ 23 000 espèces répertoriées), ont un intérêt économique (pêche industrielle) et sociétal (pêche récréative) avéré. La diversité des organismes vertébrés utilisant les hydrosystèmes comme lieu de vie, de reproduction ou à des fins alimentaires nous a conduit à définir dans un premier temps ce que nous entendions par le terme "vertébrés aquatiques". En effet, certaines espèces comme les amphibiens peuvent avoir une partie de leur cycle de vie fortement liée aux milieux aquatiques et une autre plus liée au compartiment terrestre. Dans le cadre de cet ESCo **ont été considérés comme vertébrés aquatiques tous les organismes vertébrés pour lesquels la matrice eau leur permet d'assurer des fonctions vitales clés telles que l'alimentation (ressources trophiques) et/ou la reproduction et constitue le principal vecteur de contamination**, les autres vertébrés entrant de fait dans la catégorie des vertébrés terrestres. Dans ce chapitre, nous avons pris en compte en plus des poissons et des mammifères marins, les amphibiens et certains reptiles comme les tortues dont le compartiment eau est essentiel à tous leurs stades de vie, mais aussi certains oiseaux marins car leurs ressources trophiques grandement composées de poissons constituent leur principale source de contamination aux PPP.

Présents sur l'ensemble du continuum eaux douces-eaux marines, les vertébrés aquatiques ont la particularité forte de se retrouver dans toutes les régions du globe, des zones tempérées aux milieux tropicaux et polaires, des lacs de montagne aux profondeurs abyssales en passant par les zones littorales. L'importance particulière des

vertébrés aquatiques repose également sur la grande diversité de leurs caractéristiques éco-éthologiques liées aux fonctions d'alimentation et de reproduction (Mellinger, 2002). Ainsi, compte tenu de ces caractéristiques, il apparait comme nécessaire de faire le point sur les effets de la contamination par les PPP sur la biodiversité de ces espèces animales.

2. Démarche d'analyse bibliographique

L'ampleur du sujet et la diversité des points scientifiques à prendre en considération rendent les recherches bibliographiques associées particulièrement complexes.

Dans un premier temps, les experts de ce chapitre se sont mis d'accord sur une définition commune de la notion de « vertébrés aquatiques » comme annoncé ci-avant. Cela a permis de préciser le travail d'analyse bibliographique du groupe en regard de celui mené par le groupe d'experts ayant traité plus particulièrement les vertébrés terrestres. Parallèlement, des termes liés au contexte scientifique de l'expertise et donc aux travaux des divers groupes de travail, ont été définis dans un glossaire commun. A la base de la recherche bibliographique, une série de mots-clés a également été identifiée. Leur choix s'est basé sur une première base commune à l'ensemble des grpupes de travail fournie par le Comité de pilotage de l'ESCo. Des points de définition et des requêtes spécifiques ont dû être précisés concernant notamment la notion de services écosystémiques. Celle-ci constitue en effet un des points centraux du travail bibliographique à mener. Le cadre temporel de la recherche a été défini sur la période 2000-2020. La recherche a été effectuée sans limitation géographique.

Dans la base de données Web of Science, le premier périmètre de requêtes a concerné le croisement des trois mots-clés « *pesticides – aquatic vertebrates – ecotoxicology* » (Tableau 11-1). Le choix des types d'articles sélectionnés a porté, dans une première intention, sur les revues bibliographiques. Certaines d'entre elles concernent les effets de PPP sur des vertébrés aquatiques. D'autres traitent des niveaux d'accumulation de substances dans les organismes. Ces dernières ne sont pas prises en compte sauf si elles permettent de mieux appréhender le réalisme environnemental des conditions d'application des tests, des études réalisées. Une sélection des revues a été menée sur la base de la présence dans les résumés des mots-clés tels que « *pesticide, fish, amphibian…* ».

Tableau 11-1. Synthèse des données issues de la première sélection effectuée à partir de revues bibliographiques

Requête	Total articles	Articles conservés	Articles rejetés	Articles non classés
#pesticide #aquatic vertebrate #ecotoxicology	339	129	185	25

Parmi les articles analysés, 38% ont été retenus suite à la lecture des résumés. Lors de cette phase de sélection, des questions/réflexions sont apparues. Cela justifie notamment les 25 articles non classés du fait de l'inadéquation de leurs contenus avec le contexte de l'expertise collective. Au bilan, plusieurs points limitants sont apparus. La faiblesse du nombre d'articles ciblant les contextes ultra-marins est notable. De la même manière, peu voire aucune des revues concernent les produits de biocontrôle. Peu d'études traitent des interactions entre substances, ou encore des interactions entre stress pesticides et autres types de stress. Les effets des mélanges des molécules ne semblent que peu pris en considération.

D'autres points de questionnement émergent de cette première analyse. Ainsi, la notion de « contaminants émergents » devrait être précisée concernant les pesticides. Beaucoup de revues extraites de la base de données concernent des métaux lourds sans forcément relier ceux-ci à des usages phytopharmaceutiques. Or, dans les pesticides, un certain nombre d'éléments métalliques peuvent être présents dans les formulations, de façon volontaire, du fait de leurs propriétés phytopharmaceutiques ou autres ou involontairement sous forme d'éléments traces présents dans les produits et co-produits utilisés dans les formulations. La question de la modalité de prise

en compte des éléments traces métalliques (ETM) est ainsi posée. Au cours de cette analyse nous avons concidéré les effets des ETM utilisés en tant que PPP à part entière (comme le cuivre par exemple) ou en tant qu'adjuvant de formulation pesticides. Un autre questionnement concerne certains articles traitant de composés comme les nanomatériaux, les détritus et déchets. Ces composés peuvent servir de supports aux pesticides questionnant sur leur prise en compte dans le travail d'expertise. Nous avons décidé de ne pas prendre ne compte ces composés et de nous focaliser sur les effets direct et indirect des pesticides.

Par ailleurs, une grille de lecture a également été structurée avec notamment des précisions concernant par exemple, la prise en compte des méthodes d'évaluation *in vitro* des effets, des cinétiques d'observation des effets, des modalités d'exposition des organismes, des effets des adjuvants. Cette première série d'analyses ciblant les revues bibliographiques a été complétée par des recherches ciblant des articles de présentation de résultats d'études. Une répartition des points à aborder dans la synthèse a été menée entre les experts permettant à chacun d'entre eux de se focaliser sur des thématiques précises. Une recherche approfondie appuyée par des mots-clés spécifiquement adaptés a alors été conduite pour chaque point de synthèse. Un travail d'étude des références en double aveugle a été mené de façon à s'assurer de la cohérence des résultats des recherches bibliographiques obtenus. Plus spécifiquement, pour chaque substance liée à une publication sur ces effets sur les vertébrés aquatiques, son autorisation d'usages en Europe et en France a été vérifiée par la consultation des bases de données ANSES E-Phy et Pesticide Properties Database (PPBD). De manière complémentaire, la consultation des bases de données *Web of Science* et *Scopus* a dû être complétée par l'utilisation du moteur de recherche *Google*.

La thématique de l'ESCo étant centrée sur les effets des pesticides sur la biodiversité, ce sont des termes, des dénominations rattachées au domaine de l'écologie des populations et de l'écotoxicologie qui ont dû être mis en avant et notamment lors des recherches menées par mots-clés.

3. Effets sur les populations et les communautés de vertébrés aquatiques

3.1. Effets directs

Les données sur les effets des PPP sur les populations et communautés de vertébrés aquatiques sont peu nombreuses. Une grande majorité des études traitant des liens entre contaminations phytopharmaceutiques et biodiversité des vertébrés aquatiques, concerne des données de bioaccumulation de substances dans les organismes sans forcément analyser les conséquences de la présence des xénobiotiques à l'échelle des populations animales concernées. Les substances recherchées sont très majoritairement des composés lipophiles tels les pesticides organochlorés dont les usages en France sont interdits depuis de nombreuses années.

Si le niveau d'observation populationnel est sans aucun doute le plus important dans le cadre de la thématique de l'ESCO, c'est probablement celui où les conséquences des expositions aux pesticides sont les plus difficilement observables notamment en lien avec les conditions multi-stressantes régnant dans les écosystèmes aquatiques. L'acquisition de données requiert notamment la réalisation de programmes d'observations, d'échantillonnages, sur des temps longs, indispensables à la mise en évidence des phénomènes écologiques. Dans ce contexte particulier, certaines régions du globe considérées comme des *hotspots* de biodiversité ou comme des écosystèmes à forts taux d'endémisme, font l'objet d'observations soutenues au moins des niveaux de contamination de la faune de vertébrés aquatiques qu'elles hébergent (Tyohemba *et al.*, 2021). Pour exemples, de nombreux pesticides sont présents dans les zones humides des plaines d'inondation du bassin versant de la Grande Barrière de Corail (Etat du Queensland, Australie) (Davis *et al.*, 2012 ; Garzon-Garcia *et al.*, 2016 ; O'Brien *et al.*, 2016 ; Vandergragt *et al.*, 2020). Plusieurs de ces substances dépassent systématiquement les concentrations indicatives actuelles pour la protection des écosystèmes. Il s'agit majoritairement d'herbicides tels que l'acide 2,4-dichlorophénoxyacétique (2,4-D), l'améthryne, l'atrazine, le diuron, l'hexazinone, le métolachlore, la propazine, la simazine et le tebuthiuron

(Garzon-Garcia *et al.*, 2016 ; Vandergragt *et al.*, 2020). Les insecticides néonicotinoïdes tels l'imidaclopride et le chlorpyrifos, sont également présents dans les eaux de surface ainsi que trois fongicides, le propiconazole, le tébuconazole et le métalaxyl (Vandergragt *et al.*, 2020 ; Warne *et al.*, 2020). La présence de ces substances dans les masses d'eau est la résultante des activités agricoles locales. En conséquence, des auteurs font état d'effets que pourrait avoir l'exposition à ces substances détectées dans les eaux, dans 80% des cas sous forme de mélanges, sur le devenir des populations de poissons de ce bassin.

Parmi les causes de la faiblesse des données d'observation à l'échelle populationnelle, il faut rappeler que les méthodologies d'échantillonnage devant être mises en œuvre pour établir l'état de la biodiversité des communautés de vertébrés aquatiques sont particulièrement lourdes (Degiorgi *et al.*, 1993). Les approches récentes d'études de la biodiversité telles que celles basées sur la recherche d'ADN environnemental offrent de nouvelles opportunités pour l'étude des liens entre contamination par les PPP et biodiversité des vertébrés aquatiques (Bagley *et al.*, 2019 ; Zhang, 2019 ; Xie *et al.*, 2021). Ces approches sont particulièrement adaptées pour les estimations de biodiversité dans les masses d'eau notamment continentales. Pour exemple, dans le bassin de la rivière Daqing (Nord de la Chine) en novembre 2019, 10 familles de Téléostéens ont été détectées grâce à la technique de l'ADN environnemental dans 27 sites d'observation du bassin versant (rivières, réservoirs…). La famille majoritairement représentée était celle des *Cyprinidae* (89,1%) avec certaines espèces largement présentes dans les eaux douces européennes (*Carassius auratus* et *Cyprinus carpio*). Sur ces sites d'observation, des variables écologiques ont été analysées et notamment celles relatives à la contamination des eaux par des pesticides. C'est ainsi que les teneurs en 32 pesticides hydrophiles ont été quantifiées aux niveaux des 27 stations avec des valeurs de ∑pesticides allant de 16,7 à 159 ng/L (Xie *et al.*, 2021). Parmi les 32 substances actives recherchées, seules 5 d'entre elles ont des usages autorisés en France (Base de données E-Phy). On peut citer un herbicide et son produit de dégradation (terbuthylazine, terbuthylazine desethyl), un fongicide (tébuconazole) ainsi que trois insecticides (isoprocarb, acétamipride, Tébufenozide) (Xie *et al.*, 2021). Il ressort de cette étude que la distribution de l'espèce *Carassius auratus* dans le bassin de la rivière Daqing, est notamment influencée par la contamination organique des eaux et notamment par les PPP détectés (Xie *et al.*, 2021).

D'autres travaux ciblent des régions pour lesquelles usages des PPP et transfert dans les eaux sont fortement associés. Une étude révèle ainsi que la contamination d'étangs d'irrigation au Japon par un fongicide utilisé en riziculture, le probenazole, se traduirait par une baisse significative de la richesse taxonomique en poissons (Yoshioka *et al.*, 2001 ; Lewis *et al.*, 2016 ; Ito *et al.*, 2020).

Pour les Amphibiens, dans une synthèse bibliographique de Mann *et al.* (2009), sont rapportées les difficultés qui persistent encore à ce jour à établir d'éventuels liens entre déclin de populations d'amphibiens et effets toxiques de produits phytopharmaceutiques. Des incertitudes persistent en raison des évolutions constantes des milieux de vie des organismes, comme l'usage des terres, les rotations culturales, la diversité des traitements phytopharmaceutiques et de leurs formulations ou encore les changements des conditions climatiques. Ce sont autant de facteurs qui créent des difficultés à relier clairement, en milieux naturels, les causes et les effets (Mann *et al.*, 2009). Une étude récente menée dans l'Ouest de la France a révélé l'absence de comportements de reproduction chez des crapauds épineux (*Bufo spinosus*) vivant en zones d'agriculture intensive comparativement à des populations vivant en secteurs forestiers (Renoirt *et al.*, 2021). Une telle observation ne permet pas d'affirmer que les PPP sont responsables de ce type de phénomène biologique.

3.2. Effets indirects

Au sein des écosystèmes aquatiques, les PPP peuvent agir sur les interactions inter-spécifiques. Des modifications des interactions proie-prédateur ou encore des interactions hôtes parasites sont suspectées *via* des données acquises lors d'expérimentations menées en laboratoire (Rohonczy *et al.*, 2020 ; Gavel *et al.*, 2021). A ce jour, une seule étude de terrain sur des populations de vertébrés aquatiques vient appuyer une telle hypothèse. En effet, une analyse récente des niveaux de contamination par 31 PCBs et 14 composés organochlorés dont l'aldrine, l'heptachlore et l'endosulfan, a été réalisée sur 5 tissus (foie, reins, muscle, poumons et graisse) de dauphins rayés

(*Stenella coeruleoalba*) échoués sur les côtes méditerranéennes françaises entre 2010 et 2016 (Dron *et al.*, 2022). Les résultats montrent qu'un plus grand nombre d'échouages ont été observés entre 2007 et 2008 (78 et 115 respectivement sur ces deux années contre 41 en moyenne habituellement), années marquées par une épizootie à un morbillivirus. Les auteurs décrivent que les individus analysés à cette période présentaient des niveaux de contamination élevés en PCB, DDT, DDE et pesticides OC. Leurs conclusions indiquent que l'épizootie de morbillivirus de 2007-2008 sur le littoral méditerranéen français a probablement touché préférentiellement les spécimens les plus contaminés et désignent les PPP comme facteurs aggravants.

Ainsi, on ne peut que constater l'absence de données d'observations menées aux échelles des populations et des communautés de vertébrés aquatiques. Jusqu'à présent, l'essentiel des recherches s'est concentré sur des études réalisées à l'échelle des organismes, se focalisant sur l'analyse de marqueurs biologiques divers, représentatifs de l'état de santé des vertébrés aquatiques.

4. Effets sur les organismes

Les organismes vertébrés aquatiques comme toutes les espèces animales, sont exposés dans leurs environnements marins ou dulçaquicoles à une très grande diversité de perturbations stressantes parmi lesquelles la contamination chimique occupe une place notable. Au niveau même des contaminants, ceux-ci sont eux aussi d'une extrême diversité et les PPP n'en constituent qu'une partie. La part de la contamination des masses d'eau liée aux PPP dépend naturellement des activités agricoles présentes dans les bassins versants mais aussi des conditions climatiques et hydrologiques des zones concernées, ces conditions pouvant parallèlement fortement varier d'une année à l'autre. Cette contamination dépend également des caractéristiques chimiques des molécules, notamment de leur plus ou moins grande hydrosolubilité conduisant à des interactions plus ou moins forte des substances avec l'eau, les particules en suspension, les sédiments et le biote. De ces caractéristiques physico-chimiques des molécules dépendra leur transfert et leur éventuelle accumulation dans les tissus des organismes. Des **effets toxiques directs** peuvent apparaître chez les vertébrés aquatiques, à plus ou moins long terme, suite à leur exposition aux matrices environnementales aquatiques (eau, sédiments, ressources alimentaires) contaminées par les PPP. Ces interactions avec les matrices environnementales contaminées peuvent également avoir des **conséquences indirectes** néfastes aux niveaux inter- et transgénérationnelles mais peuvent aussi conduire à des déréglements des réseaux trophiques dont dépendent les vertébrés aquatiques (réduction quantitative de ressources alimentaires). Des **effets toxiques non spécifiques** sont également à rechercher chez les vertébrés aquatiques exposés aux PPP. En effet, tous les xénobiotiques, quelles que soient leurs catégories, induisent la mise en place de mécanismes physiologiques de défense, communs à tous les vertébrés et potentiellement responsables de dommages toxiques. Par ailleurs, des **effets spécifiques** inhérents aux modes d'action propres aux substances chimiques présentes dans les formulations phyto-pharmaceutiques peuvent apparaître chez les organismes contaminés (perturbations endocriniennes…).

Dans ce chapitre, nous nous efforcerons de passer en revue les données existantes sur les effets des PPP sur les vertébrés aquatiques en prenant en considération les divers usages (insecticides, fongicides, herbicides, molluscicides, substances utilisées en agriculture biologique) et des types de cultures concernées (grandes cultures, arboriculture, maraîchage, viticulture, sylviculture). Pour les PPP, les données liées aux effets des formulations, des substances actives, à ceux des produits de métabolisation de ces substances ainsi qu'aux substances intégrées aux formulations seront présentés dès lors qu'elles seront validées dans la littérature scientifique. Les effets correspondront à des observations menées aux différents niveaux d'organisation biologiques. Seront ainsi pris en compte dans un premier temps, les données issues d'observations aux différentes échelles infra-individuelles (e.g. biomarqueurs) et individuelles. Seront considérés les effets sur les grandes fonctions vitales des organismes comme la reproduction, l'immunité, la croissance en lien avec les fonctions de régulation (énergétique, système neuro-endocrinien). Pour chaque type d'effet répertorié, à une échelle d'étude donnée, les modalités d'exposition des PPP seront, dans la mesure du possible, précisées en termes de durées, de voies et de concentrations d'exposition prises en compte par chaque étude présentée. Ces données seront à

chaque fois mises en regard des connaissances actuelles des teneurs des substances testées dans la réalité de l'environnement des espèces de vertébrés aquatiques considérées.

4.1. Exposition, bioaccumulation et bioamplification

Les organismes vertébrés aquatiques sont potentiellement exposés aux PPP par diverses voies biologiques. L'entrée de molécules peut se faire sous formes dissoutes dans l'eau ou en fonction de leurs caractéristiques chimiques, sous formes adsorbées sur des éléments particulaires organiques (matières en suspension), minéraux voire synthétiques (cas de matières plastiques). Dans ce cas, l'entrée des polluants dans l'organisme va essentiellement concerner des tissus biologiques comme la peau, les branchies et le tube digestif (van der Oost *et al.*, 2003). L'exposition par la voie trophique, correspondant à l'absorption par l'animal de ressources énergétiques adaptées à son régime alimentaire (ingestion d'organismes du phyto-, zoo-plancton, plantes, proies animales), constitue une autre modalité d'exposition des vertébrés aquatiques aux PPP. Ces voies d'entrée des contaminants sont naturellement modulées en fonction de divers paramètres externes (variables écologiques dépendantes (i) de conditions macro- et microclimatiques, (ii) du cycle saisonnier, (iii) du type de milieu aquatique dans lequel vit l'animal) ou internes à l'organisme (influences du niveau d'ontogenèse, du statut physiologique…) (pour plus de détail, voir Chapitre 12). En outre, il faut rappeler que les niches écologiques occupées par les vertébrés aquatiques sont multiples et susceptibles de varier pour une même espèce, durant la vie de l'organisme. Ainsi, l'observation des effets des PPP se trouve confrontée à la complexité des modalités d'exposition des vertébrés aquatiques à ces substances reliées aux multiples caractéristiques éco-éthologiques de ces espèces. Des observations réalisées sur une espèce de vertébrés sont de fait, difficilement transposables à d'autres espèces. Il est donc indispensable d'éviter les généralisations (ou tout du moins d'apporter des précautions indispensables en termes de conclusion) quant aux effets de telle ou telle substance phytopharmaceutique *via* les données acquises par l'observation des vertébrés aquatiques.

Au côté de l'exposition directe et trophique, il est aussi important de considérer les sédiments qui renferment – sur des temps plus ou moins longs – nombre de contaminants et présentent des caractéristiques de contamination différentes de celles des masses d'eaux. Les sédiments constituent un substrat pertinent à étudier notamment pour l'étude du développement embryonnaire des poissons. Il a par exemple été reporté des trajectoires de développement aberrant chez le poisson zèbre exposé au dieldrine présent dans cette matrice sédimentaire (Martyniuk *et al.*, 2020).

Des processus de transfert par voie trophique, de bioaccumulation voire de bioamplification ont été reportés chez des organismes aquatiques en présence de nombreux PPP comme c'est par exemple le cas avec des substances organo-chlorées (OC). De telles études ont été portées dans des zones géographiques diverses, allant de la région des Grands Lacs en Amérique du Nord à la mer Baltique, en passant par l'océan Arctique (e.g. Borga *et al*. (2004)). Comme le pointent ces auteurs, les processus qui siègent au sein des réseaux trophiques peuvent différer selon les zones géographiques. Ainsi la région Arctique présente des spécificités comme des chaînes trophiques plus longues, une diversité réduite en espèces ainsi que des zones multiples, très étendues mais aussi moins contaminées en comparaison de zones sous les latitudes tempérées. Nombre de facteurs sont à prendre en compte pour décrire et interpréter les concentrations en OC chez les vertébrés aquatiques :

- La taille du corps, en raison de changements au niveau physiologique et écologique (e.g. comme le régime alimentaire et l'âge). A titre d'illustration, chez les mammifères marins, il est montré que les OC sont à des niveaux moindres chez les juvéniles par rapport aux adultes. Cette observation a aussi été reportée en milieu dulcicole pour des anguilles durant leur phase de vie continentale. La taille du corps participe aussi au processus de dilution des concentrations d'OC (dilution de croissance).
- L'état reproductif, avec un transfert de lipides à la progéniture. On reporte ainsi que les individus femelles renferment moins d'OC que les individus mâles.

- La niche exploitée par les espèces, en lien avec l'évolution de leur régime alimentaire ou à des expositions différentes en OC. Ainsi il est généralement attendu des concentrations en OC plus élevées chez des espèces benthiques comparativement à des espèces pélagiques.
- La saisonnalité (e.g. changement de la charge en lipide, préférences alimentaires, migration). A titre d'illustration, on montre que pour les espèces qui migrent des régions tempérées vers des écosystèmes arctiques, tels les mammifères marins, les concentrations en OC chez ces espèces migratrices sont plus élevées que celles reportées pour des espèces arctiques résidentes.
- La biotransformation, laquelle est pour partie en lien avec la structure moléculaire des substances. En amont de la biotransformation – et de façon plus générale pour appréhender les processus de bioaccumulation et de transfert trophique des OC – une caractéristique clé à considérer est le coefficient de partage octanol - eau, souvent reporté sous la forme Log Kow. Ce coefficient est une traduction de l'hydrophobicité des substances. La bioaccumulation de substances se présente généralement pour des valeurs de log Kow égales ou supérieures à 5 ; reste que certains OC avec un log Kow compris entre 3,5 et 5 (comme c'est le cas pour le béta-hexachlorocyclohexane) ont également montré une capacité de bioamplification dans des réseaux trophiques aquatiques (Borga *et al.*, 2004). A cela, il faut aussi considérer le nombre et la position des atomes de chlore pour appréhender plus justement l'influence des OC au sein des réseaux trophiques. Les processus de biotransformation sont aussi fonction de l'espèce considérée. Ainsi les capacités de biotransformation des OC en milieux aquatiques sont supérieures chez les vertébrés comparativement aux invertébrés.
- La position trophique, en sachant que l'entrée des OC chez les poissons et les mammifères marins se réalise majoritairement *via* l'alimentation. A ce titre, il est reporté que la physiologie des organismes (par ex. le comportement alimentaire et la digestion) influence à la fois la bioaccumulation et la toxicité des pesticides (Knauer *et al.*, 2017).

Tous ces facteurs suscités ne sont pas complètement indépendants entre eux et ainsi la plupart des études portant sur la bioaccumulation et le transfert trophique rendent compte des concentrations en OC en prenant en compte les teneurs en lipides des organismes, avec une intégration de la dynamique de la charge en lipides des organismes selon les saisons. Des études visant à modéliser les dynamiques des OC au sein de réseaux trophiques ont été conduites et nécessitent d'être poursuivies pour dépasser une simplification qui réduirait la validité biologique des modèles. Pour illustrer la difficulté de tels objectifs, Borgå *et al.* (2004) pointent la plus longue durée de vie et une maturité plus tardive des organismes vivant en Arctique en comparaison d'organismes sous des latitudes tempérées.

D'autres travaux ont porté sur l'étude du processus de bioaccumulation de pesticides organo-chlorés dans le cerveau de poissons (comme *Micropterus salmoides*, *Anguilla anguilla* ; Voir par exemple Martyniuk *et al*. (2020). Ces auteurs proposent d'ailleurs de considérer cet organe pour étudier l'accumulation sur des temps longs de substances lipophiles comme les OC. Le cerveau d'amphibiens est aussi le siège de processus de bioaccumulation d'OC (Pinelli *et al.*, 2019). Bien évidemment ces processus de bioaccumulation ne sont pas propres aux OC. Par exemple, Kumari *et al.* (2017) rapportent des processus de bioaccumulation chez des poissons exposés à de faibles concentrations de pesticides arsénicaux, notamment au niveau du foie, du rein et des branchies. L'entrée de l'arsenic dans les organismes se fait majoritairement par voie trophique. Globalement, la littérature scientifique reporte que l'accumulation de l'arsenic est plus marquée chez les poissons marins comparativement aux poissons dulcicoles, simplement en raison de concentrations moindres en arsenic dans les hydrosystèmes continentaux. Dans tous les cas, la bioaccumulation d'arsenic chez les poissons provoque une altération de leurs activités physiologiques et biochimiques comme de l'hyperglycémie et une réduction des activités enzymatiques (Kumari *et al.*, 2017)

A l'heure actuelle, la grande majorité des PPP et des substances actives qui les constituent sont des **composés hydrophiles**. Les capacités de bioaccumulation de ces molécules, dans les tissus biologiques, seraient donc réduites. Il n'en demeure pas moins que malgré leurs particularités physico-chimiques, ces substances sont susceptibles d'entrer dans l'organisme et d'interagir potentiellement avec les molécules biologiques.

Une des stratégies mises en œuvre pour pallier le manque de connaissances des impacts des PPP sur la biodiversité des vertébrés aquatiques, repose sur des études menées en laboratoire dans des systèmes expérimentaux simplifiés. Ainsi, la grande majorité des études que nous avons retrouvées dans la littérature sont issues de cette approche. Une majorité porte sur les poissons et plus particulièrement sur le taxon des Téléostéens. Néanmoins, quelques travaux menés sur les autres vertébrés aquatiques révèlent des effets des pesticides sur des amphibiens, certains reptiles et des mammifères marins.

Afin d'être autorisées pour utilisation, les substances actives phytopharmaceutiques font l'objet de procédures d'évaluation des risques écotoxiques. Les risques potentiels vis-à-vis des milieux aquatiques et de la faune hébergée, sont analysés grâce à des tests normalisés (Tableau 11-2). Ces tests, basés sur l'exposition d'un organisme à une seule substance chimique dans des conditions standardisées, posent question (simplification d'une réalité plus complexe) quant à la portée des informations et des conclusions qui peuvent en être tirées, en termes de santé des populations, dans des environnements naturels complexes (Mann *et al.*, 2009). Pour autant ces approches restent utiles pour appréhender les mécanismes de toxicité. Elles fournissent une première vue des risques potentiels de telle ou telle substance ou formulation. Elles doivent permettre de s'assurer de la relative innocuité des nouveaux produits vis-à-vis des vertébrés aquatiques. Dans le contexte des autorisations de mise sur le marché, les procédures d'évaluation des risques des substances s'inscrivent de fait dans une démarche *a priori* d'observation des effets des substances en amont de leurs utilisations (Règlement CE n°1107/2009). Pour une même PPP, sont testés les effets de la formulation complète ainsi que de chaque substance présente dans la formulation incluant la ou les substances actives et les composés adjuvants. Les observations en laboratoire dépendent de l'existence d'espèces modèles (exemples du xénope *Xenopus laevis* pour les batraciens, du poisson-zèbre *Danio rerio* ou encore de la truite arc-en-ciel *Oncorhynchus mykiss* pour les poissons Téléostéens) (Carvan *et al.*, 2008) (Tableau 11-2). Les tests concernent l'évaluation des toxicités aigües et chroniques. Ils se positionnent dans le domaine de la toxicologie de l'environnement. Certains d'entre eux concernent aussi bien des espèces de poissons aussi bien d'eau douce qu'estuariennes ou marines. Parmi les 14 tests reconnus par la réglementation de l'OCDE, huit d'entre eux correspondent à l'exposition d'embryons et/ou de larves, deux ciblent l'exposition de juvéniles et trois s'intéressent à l'exposition d'adultes sexuellement matures. Un seul des 14 tests utilise un modèle *in vitro* de lignée cellulaire de branchies de poisson (Tableau 11-2). Les effets étudiés dans la plupart de ces tests (6 sur 14) évaluent la mortalité induite par la substance chimique. Concernant les impacts sub-létaux, ceux touchant la fonction reproduction sont particulièrement analysés que ce soit sur les capacités de reproduction des organismes ou sur les perturbations du développement embryo-larvaire.

Complémentairement mais plus spécifiquement, le potentiel perturbateur endocrinien des substances est évalué par des tests *in vitro* et *in vivo*. Les tests OCDE disponibles sur modèles poissons permettent l'analyse du risque perturbateur endocrinien ciblant spécifiquement et exclusivement les perturbations hormonales de la fonction de reproduction chez les mâles et les femelles (Tableau 11-2). L'usage du poisson pour ces catégories de tests s'avère pertinent compte tenu de la sensibilité particulière de la fonction hormonale sexuelle des Téléostéens. Dans un contexte identique, la fonction thyroïdienne des Amphibiens impliquées dans le processus de métamorphose des têtards en adultes est examinée dans le cadre de tests normalisés par l'OCDE pour l'analyse des perturbations thyroïdiennes potentiellement induites par les PPP. De façon récente, le développement du test EASZY fournit un outil rapide pour la mise en évidence rapide du caractère perturbateur endocrinien de pesticides (Brion *et al.*, 2012). Ce bioessai est l'exemple d'un transfert réussi d'un outil issu de la recherche en direction de l'opérationnel. Basé sur l'utilisation d'une lignée d'embryons de poissons zèbres transgéniques, ce bioessai permet de détecter l'activité oestrogénique de substances chimiques au bout de 96 heures d'exposition. Il peut permettre d'évaluer les capacités des substances composantes des PPP à agir comme des ligands agonistes des récepteurs aux oestrogènes et responsables de l'activation de voies de signalisation dépendantes de ces récepteurs au niveau cérébral.

Tableau 11-2. Tests normalisés d'évaluation des risques écotoxiques pour les vertébrés aquatiques.
Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2. Effets sur les systèmes biologiques (https://www.oecd-ilibrary.org/).
* Les expositions dynamiques requièrent un système qui délivre et dilue de façon continue une solution-mère de la substance chimique permettant de distribuer une série de concentrations vers des structures d'essai (cristallisoirs, aquariums…).

Niveau d'organisation	Nom du test	Espèce animale associée	Conditions d'exposition	Données fournies
TELEOSTEENS				
In vitro	Essai n°249 – Essai sur lignée cellulaire RT-gill W1 (OCDE, 2021a)	Truite arc-en-ciel (*O. mykiss*) Lignée cellulaire de branchies	Exposition des cellules avec la substance chimique durant 24 h à l'obscurité	Toxicité aigüe (CE50 24 h) Viabilité cellulaire à 24 h d'exposition
In vivo	Essai n°250 - EASZY - Détection de perturbateurs endocriniens oestrogéno-mimétiques (OCDE, 2021b)	Embryons de poissons-zèbres Lignées transgéniques Tg (cyp19a1b :GFP)	Exposition de 96 h d'œufs de poisson-zèbre nouvellement fécondés (> 4 jours post-fécondation) ; conditions semi-statiques avec renouvellement du milieu testé toutes les 24h.	Détection de substances actives agissant comme agonistes des récepteurs aux oestrogènes
In vivo	Essai n°203 - Toxicité aigüe chez le poisson (OCDE, 2019a)	Espèces recommandées (individus juvéniles) : *Danio rerio ; Pimephales promelas ; Cyprinus carpio ; Oryzias latipes ; Poecilia reticulata ;* *Lepomis macrochirus ; Oncorhynchus mykiss* *Gasterosteus aculetus ; Cyprinodon variegatus ; Dicentrarchus labrax ; Pagrus major*	Exposition de 96 h en conditions statiques ou semi-statiques ou en flux continu	Mortalité Anomalies morphologiques et comportementales
In vivo	Essai n°240 - MEOGRT - Etude étendue de toxicité pour la reproduction sur une génération chez médaka (OCDE, 2015b).	*Oryzias latipes (adultes sexuellement matures)*	Exposition de couples mâles-femelles reproducteurs durant 3 semaines.	Survie des individus Développement macroscopique, croissance Reproduction Effets secondaires PE (Expression du gène de la vitellogénine ; mesure de la protéine vitellogénine ; analyse des caractères sexuels secondaires ; évaluation histo-pathologique. Suivi des individus des générations F1 et F2 (taux d'éclosion, survie).
In vivo	Essai n°210 - Poisson, essai de toxicité aux premiers stades de la vie (OCDE, 2013a)	Espèces recommandées (œufs puis larves) : *Oncorhynchus mykiss, Danio rerio, Pimephales promelas, Oryzias latipes ;* *Cyprinodon variegatus ; Menidia* sp.	Exposition dynamique* ou semi-statique (durées variables en fonction de l'espèce choisie) 60 jours post-éclosion ; 30 jours post-éclosion : 28 jours post-éclosion ; 30 jours post-éclosion. 28 jours post-éclosion ; 28 jours post-éclosion	Taux d'éclosion, survie des larves, morphologie des larves (longueur, poids), malformations larvaires
In vivo	Essai n°236 - Poisson, essai de toxicité aiguë au stade embryonnaire (OCDE, 2013b)	*Danio rerio* (œufs)	Exposition d'œufs venant d'être fécondés, durant 96 heures en conditions statiques ou semi-statiques	Développement embryonnaire : Coagulation des œufs fécondés, absence de formation des somites, non-détachement du bourgeon caudal dans le stade vitellin, absence de battement cardiaque.
In vivo	Essai n°229 - Essai à court terme de reproduction des poissons (OCDE, 2012)	Individus mâles et femelles sexuellement matures *Pimephales promelas, Oryzias latipes* prioritairement (car porteurs de caractères sexuels secondaires) *Danio rerio* (pas de caractères sexuels secondaires)	Exposition dynamique de 21 jours	Evaluation de la fécondité (quantité d'œufs produite) Analyse de la vitellogénine (sang ou foie) par dosage immuno-enzymatique (détection d'activité oestrogénique ou anti-oestrogénique) et des caractères sexuels secondaires. Analyse histo-pathologique des gonades

In vivo	Essai n°234 - Essai de développement sexuel des poissons (OCDE, 2011)	Espèces ciblées : *Danio rerio ; Pimephales promelas ; Oryzias latipes ; Gasterosteus aculetus*	Exposition dynamique d'œufs fécondés maintenue jusqu'à la différenciation sexuelle des poissons (soit environ 60 jours)	Taux d'éclosion ; survie ; longueur et poids corporels Effets sur le système endocrinien, sur le développement sexuel Analyse de la vitellogénine dans le foie ou le plasma sanguin ou des homogénats tête-queue (dosage immuno-enzymatique). Analyse du ratio phénotypique mâles/femelles par histologie gonadique. Analyse du sexe génétique par PCR (échantillons de nageoires).
In vivo	Essai n° 230 - Essai de 21 jours sur les poissons (OCDE, 2009a)	Espèces ciblées : mâles sexuellement matures et femelles reproductrices *Danio rerio ; Pimephales promelas ; Oryzias latipes*	Exposition dynamique de 21 jours	Analyse à court terme d'activités oestrogéniques, androgéniques et de l'inhibition de l'aromatase. Analyse de la vitellogénine vitellogénine dans le foie ou le sang ou des homogénats tête-queue (dosage immuno-enzymatique) et des caractères sexuels secondaires (uniquement modèles *Pimephales promelas et Oryzias latipes*).
In vivo	Essai n°215 - Poisson, essai sur la croissance des juvéniles (OCDE, 2000)	Stades juvéniles de truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*). Autres espèces pouvant être utilisées : *Danio rerio*, *Oryzias latipes*	Exposition dynamique ou à défaut semi-statique durant 28 jours	Suivi de la croissance des juvéniles par pesées des individus.
	Essai n°212 - Poisson, essai de toxicité à court terme aux stades de l'embryon et de l'alevin (OCDE, 1998)	*Danio rerio* (Œufs fécondés) Autres espèces pouvant être utilisées : *Oncorhynchus mykiss, Cyprinus carpio*, *Oryzias latipes, Pimephales promelas, Carassius auratus, Lepomis macrochirus, Menidia peninsulae, Clupea harengus, Gadus morhua, Cyprinodon variegatus*	Exposition dynamique ou semi-statique, du stade œufs fécondés (max. 30 minutes après la fécondation) jusqu'à la fin du stade alevin.	Analyse des différentes phases du développement des embryons depuis la fécondation jusqu'au stade alevin. Evaluation du nombre d'éclosions et de la survie post-éclosion. Analyses morphométriques (longueurs, poids). Analyses du comportement des larves.
AMPHIBIENS				
In vivo	Essai n°248 - XETA - Essai thyroïdien sur Eleuthéro-embryons de xénope (OCDE, 2019b)	Xénope ou dactylèthre d'Afrique du Sud (*Xenopus laevis*) Lignée transgénique TH/bZIP	Exposition d'éleuthéro-embryons de *X. laevis* transgéniques TH/bZIP-GFP durant 72 h en conditions semi-statiques avec renouvellement du milieu à 24 h et 48 h.	Capacité de la substance testée à moduler la fonction thyroïdienne
In vivo	Essai n°241 - LAGDA – Essai de croissance et de développement de larves d'amphibiens (OCDE, 2015a)	Xénope ou dactylèthre d'Afrique du Sud (*Xenopus laevis*) Embryons et larves jusqu'au stage juvénile précoce	Exposition en continu d'environ 16 semaines (durée du développement des embryons jusqu'au stade juvénile).	Développement initial, métamorphose, survie, croissance et maturation partielle du système reproducteur, de la fécondation au stade juvénile précoce. Suivi d'éléments liés à la perturbation endocrinienne. Mortalité Anomalies morphologiques et comportementales
In vivo	Essai n°231 - Essai de métamorphose des amphibiens (OCDE, 2009b)	Têtards de *Xenopus laevis* au stade 51 (Nieuwkoop et Faber, 1994)	Exposition dynamique durant 21 jours ou exposition avec renouvellement statique	Capacité de la substance testée à moduler la fonction thyroïdienne Longueur des pattes postérieures ; longueur museau-cloaque ; poids humide Analyse du stade de développement Mortalité quotidienne Histologie de la thyroïde

Les poissons téléostéens peuvent être également utilisés comme espèces modèles pour l'évaluation du risque de l'exposition aux pesticides sur la fonction thyroïdienne. Malgré son caractère diffus, la thyroïde participe via les hormones T3 et T4 à la métamorphose qui intervient chez certaines espèces (Campinho, 2019). Ces hormones participent également aux mécanismes adaptatifs mis en jeu chez les poissons migrateurs leur permettant de supporter les variations de salinité du milieu (Deal et Volkoff, 2020). Pour les Amphibiens, le test LAGDA permet d'étudier les conséquences toxiques sur la fonction thyroïdienne, d'une exposition à des PPP d'embryons et de larves de xénope. Les observations sont menées depuis la fécondation des œufs jusqu'aux stades juvéniles et consistent en des analyses du développement, de la métamorphose, de la croissance des individus ainsi que de la maturation de leur appareil reproducteur. La détection de perturbations de la fonction thyroïdienne est le point central d'observation fourni par ce bio-essai applicable dans l'évaluation du risque écotoxique des PPP. Fixée à 16 semaines, la durée d'exposition des organismes à la substance chimique testée conduit de fait à des variations inter-individuelles naturelles dans les stades de développement des larves de batraciens en fin de période d'exposition (OCDE, 2015a). Ainsi, le test LAGDA a récemment fait l'objet de compléments de recherche ayant pour but d'une part de réduire cette variabilité observée dans les stades de développement et d'autre part de raffiner la procédure expérimentale notamment par une réduction du nombre d'organismes utilisés (Ortego *et al.*, 2021). Au-delà des tests dédiés à la détection d'effets perturbateurs endocriniens, certains bioessais fournissent des informations sur les effets de PPP sur certaines fonctions physiologiques. C'est notamment le cas du test MEOGRT qui cible la recherche de perturbations reprotoxiques (OCDE, 2015b). Les tests normalisés disponibles concernent des espèces aquatiques dulçaquicoles ou marines. Parmi eux, un test proposé depuis 2013 recommande des espèces d'habitats estuariens et marins (OCDE, 2013a). Plus récemment, les technologies basées sur les outils omiques font l'objet de groupes de travaux ayant pour but de les intégrer dans les procédures réglementaires d'évaluation du risque (réflexion au sein de l'OCDE sur le *screening* moléculaire et la toxicogénomique). Ce niveau plus fin d'investigation est pratiqué sur toutes sortes de molécules notamment des anciennes interdites d'usages mais encore de nos jours largement retrouvées dans les tissus des vertébrés aquatiques (Yuan *et al.*, 2021). Parallèlement aux améliorations apportés sur les tests *in vivo*, diverses possibilités sont étudiées, dans un contexte de protection animale, pour réduire l'utilisation des poissons et des amphibiens dans l'évaluation réglementaire des risques liées aux PPP (Lagadic *et al.*, 2019).

Ces méthodes réglementaires sont liées à l'utilisation de protocoles particulièrement précis faisant l'objet de procédures opérationnelles standardisées (SOP) et rendant ainsi les résultats particulièrement fiables dès lors qu'ils sont acquis dans des structures accréditées (COFRAC). Les prises de décision en termes d'Autorisation de mise sur le marché (AMM) sont ainsi facilitées. Ces méthodologies réglementaires sont couplées systématiquement avec des analyses chimiques aussi bien dans les approches *in vivo* qu'*in vitro* accroissant ainsi la robustesse des données obtenues.

Au bilan, parmi les bioessais disponibles, ceux basés sur l'utilisation du modèle poisson téléostéen occupent une position centrale. La physiologie des Téléostéens est de mieux en mieux connue et ses caractéristiques sont proches de celles des autres vertébrés aquatiques. Il faut rappeler que le poisson-zèbre est un modèle largement utilisé dans le domaine de la recherche bio-médicale. Cela lui confère un atout indéniable conforté par les multiples données disponibles le concernant (https://zfin.org/). D'autres tests concernent les modèles amphibiens avec le xénope en tête de liste. Ainsi, le test XETA peut fournir des résultats transposables à d'autres taxons et notamment les mammifères (OCDE, 2019b).

Par ailleurs, l'absence d'essai normalisé ciblant les effets de PPP sur les espèces aquatiques de reptiles, oiseaux et mammifères est notable. Cela peut sans doute s'expliquer pour les premiers, par le faible nombre d'espèces concernées (environ 1 400 espèces contre environ 23 000 espèces de Téléostéens). De plus, l'absence de tests réglementaires pour l'évaluation du risque lié à l'exposition des oiseaux marins aux PPP mérite réflexion, notamment pour les espèces littorales (Jaspers, 2015 ; Efsa Panel on Plant Protection Products *et al.*, 2018). Mais ce constat d'absence de tests normalisés d'écotoxicité des PPP, pour certains taxons de vertébrés aquatiques, ne constitue pas forcément un manque dans la mesure où elle concerne des espèces pour lesquelles de telles approches expérimentales sont, pour diverses raisons, inenvisageables.

Comme pour les organismes modèles, des discussions portent sur le choix des modèles cellulaires et de leur représentativité pour estimer des risques aux niveaux d'organisation biologique supérieurs notamment individuels. La perturbation endocrinienne de la fonction de reproduction par les PPP est relativement bien ciblée par les tests disponibles. Par contre, les perturbations endocriniennes thyroïdiennes restent beaucoup moins étudiées (Dang *et al.*, 2021).

L'attribution du déclin d'une variété d'espèces aux contaminants sur la base de tests toxicologiques standardisés utilisant la mortalité de quelques espèces bien étudiées, comme principal critère d'effet, demeure très délicate à réaliser. Le désir de générer des critères légaux qui traitent des contaminants sans tenir compte des facteurs de confusion a conduit à se fier à des tests de laboratoire standardisés dont la réalité environnementale est limitée (Schuijt *et al.*, 2021). Les effets écologiques d'un ou de plusieurs contaminants viennent s'ajouter aux influences de conditions climatiques particulières, de la présence de pathogènes microbiens, de pénuries alimentaires constituant un ensemble de contributeurs sublétaux à une série de conditions écologiques défavorables. De plus, ces expositions diverses et conjointes aux contaminants et à d'autres facteurs de stress sont souvent épisodiques, rarement continues, comme après de grandes tempêtes ou pendant les efflorescences de cyanobactéries toxiques ou encore suite à des épisodes orageux. Ainsi, de tels événements périodiques prévisibles ou non, peuvent affecter considérablement les populations, mais peuvent passer inaperçus lors des observations de surveillance environnementale programmées une fois par année, dans le cadre de réseaux tels le Réseau National d'Observation (RNO) et la Directive Cadre sur l'Eau (DCE).

4.2. Effets directs

Complémentairement aux outils réglementaires disponibles, les approches expérimentales utilisées pour mieux cerner des effets des PPP sur les organismes vertébrés aquatiques ciblent les différents niveaux d'organisation biologiques (*in vitro*, *in vivo*, *in situ*). Certaines d'entre elles effectuées dans des dispositifs expérimentaux de type mésocosmes posent les bases de l'analyse des liens entre observations menées à l'échelle individuelle et conséquences populationnelles. Si les deux modèles biologiques que sont le poisson-zèbre et le xénope sont largement utilisés pour l'évaluation des risques des PPP vis-à-vis des vertébrés aquatiques, ils peuvent être critiquables notamment par le fait que ces deux espèces ne se rencontrent notamment pas naturellement dans les eaux douces européennes. Hors contextes réglementaires, d'autres espèces modèles sont mises en avant notamment parce qu'elles sont rencontrées dans les eaux douces européennes. C'est le cas notamment de l'épinoche à trois-épines (*Gasterosteus aculeatus*) qui révèle ses capacités à être étudiée dans diverses approches d'observation (en laboratoire comme sur le terrain, par des méthodes de bio-surveillances active comme passive et *via* des modes d'observation prenant en compte les différents niveaux d'organisation biologiques) (Catteau *et al.*, 2021 ; Joachim *et al.*, 2021). Pour les milieux estuariens, le flet (*Platichthys flesus*), au mode de vie benthique, est utilisé comme espèce modèle pour l'évaluation des risques écotoxicologiques présents dans ces zones de transition (Evrard *et al.*, 2010 ; Marchand *et al.*, 2010 ; Borcier *et al.*, 2019). Complémentairement, le Bar ou Loup (*Dicentrarchus labrax*) constitue une espèce d'intérêt compte tenu de son mode de vie pélagique côtier, en Europe occidentale (Ribalta *et al.*, 2015). Pour le milieu marin, les espèces halieutiques comme la morue (*Gadus morhua*) ou encore l'aiglefin ou haddock (*Melanogrammus aeglefinus*), sont parmi les plus observées en termes de niveaux de contamination par les PPP et des effets toxiques potentiellement associés. Mais ce sont très majoritairement les pesticides organochlorés qui sont mis en avant dans les études, même les plus récentes, ciblant les espèces halieutiques (Dale *et al.*, 2019).

Des effets non spécifiques apparaissent quels que soient les xénobiotiques auxquels les vertébrés aquatiques peuvent être exposés dans leur environnement. Beaucoup montrent ainsi que l'exposition de poissons, notamment en conditions *in vivo,* conduisent à des effets multiples comme par exemple le stress oxydatif, la génotoxicité, l'apoptose et l'inflammation (Jiang *et al.*, 2016). Ces réponses sont non spécifiques et elles apparaissent aussi pour d'autres catégories de contaminants comme les antibiotiques (Zhao *et al.*, 2020 ; Hu *et al.*, 2021). Il est à noter que parfois de tels effets pourraient être dus à des expositions non réalistes tant du point de vue des concentrations testées que des modalités d'exposition (stress aigu par exemple) (Zhao *et al.*, 2020). Ces

manifestations toxicologiques communes sont souvent associées à la péroxydation des lipides constitutifs des membranes biologiques et à des atteintes histopathologiques sur les organes impliqués dans la détoxication et l'excrétion des xénobiotiques tels le foie et le rein (Paris-Palacios *et al.*, 2000 ; Farag *et al.*, 2021). Des stéatoses hépatiques correspondant à l'accumulation de lipides dans les hépatocytes sont notamment mises en évidence.

4.2.1. Le stress oxydatif

En fonction du degré de contamination des organismes, la fonction de défense anti-xénobiotiques est mobilisée. Elle correspond à une série de réactions biochimiques qui vont assurer la métabolisation des composés internalisés par l'organisme. Chez les vertébrés, le foie constitue l'organe principalement mobilisé dans la métabolisation des contaminants. La métabolisation des xénobiotiques peut conduire à une augmentation de la production d'espèces réactives de l'oxygène (ERO) conduisant en fonction des concentrations absorbées par les organismes, à un stress oxydatif qui va toucher dans un premier temps, la fonction hépatique mais qui pourra toucher également d'autres tissus, en fonction des niveaux de contamination auxquels sont exposés les organismes

Le stress oxydatif peut être défini comme la situation dans laquelle la concentration en ERO à l'état d'équilibre est augmentée de manière aiguë ou chronique, entraînant une modification oxydative des constituants cellulaires et entraînant une perturbation du métabolisme cellulaire et des voies de régulation (Lushchak, 2016). Ces dernières années, de nombreuses publications mettent en avant que de multiples stress environnementaux qu'ils soient physiques, biologiques mais également chimiques engendrent un stress oxydatif chez les organismes aquatiques. C'est le cas notamment des pesticides. La plus grande partie de la bibliographie disponible s'intéresse, dans le cadre des vertébrés aquatiques, aux poissons qui représentent avec plus de 34 000 espèces connues (source Fishbase) le groupe le plus vaste. Ces organismes vivent de plus dans des environnements très contrastés, ne serait-ce qu'en termes de gradient de salinité ou de température.

Chez les organismes aérobies la majorité de l'oxygène consommé (90%) est utilisée pour produire de l'énergie sous forme d'ATP notamment au niveau de la chaîne mitochondriale de transport des électrons. Cet oxygène est alors réduit sous la forme d'eau par la cytochrome C oxydase au sein de ces organites sans qu'il n'y ait pour autant génération d'ERO (Skulachev, 2012). Le reste de l'oxygène consommé peut être réduit pour donner de l'anion superoxyde (O_2^{-}), lui-même pouvant être réduit successivement en H_2O_2, en radical hydroxyle ($HO^{\bullet}$) et en eau. L'ensemble de ces molécules sont plus actives que l'oxygène et sont donc décrites sous le terme d'ERO. La génération de ces ERO se produit donc dans les conditions physiologiques lors du fonctionnement de la chaîne respiratoire mitochondriale, dans le réticulum endoplasmique ou l'activité des cytochromes P450 et on parle alors d'ERO endogènes. L'homéostasie de ces ERO se fait dans la cellule *via* des enzymes anti-oxydantes telles que les superoxydes dismutases, la catalase ou la glutathion peroxydase, mais aussi *via* l'oxydation du glutathion ou des métallothionéines. Les ERO ont été décrites comme jouant un rôle majeur dans la signalisation cellulaire, mais aussi dans de nombreuses fonctions biologiques essentielles à la vie des organismes telles que la croissance, la différenciation, la reproduction ou encore la transduction du signal liée aux hormones (Scandalios, 2005 ; Semchyshyn *et al.*, 2005). Cependant, une quantité trop importante de ces molécules et donc un stress oxydatif peut engendrer des effets cellulaires importants tels que des modifications ou cassures de l'ADN ou encore la peroxydation des lipides (Lushchak, 2011). La peroxydation lipidique, induite par des ERO, est un biomarqueur de stress oxydatif commun aux substances toxiques. Les peroxydes lipidiques sont capables de modifier les propriétés des membranes biologiques, à l'origine de dommages (Kaviraj et Gupta, 2014). Les poissons, comme d'autres organismes, ont ainsi développé des systèmes de défense, comprenant à la fois des processus enzymatiques et non enzymatiques pour minimiser les dommages cellulaires causés par les peroxydes lipidiques. C'est le cas de la catalase, un antioxydant enzymatique, qui élimine les ERO et les transforme en espèces moins réactives, empêchant par là-même la peroxydation des lipides.

Le cuivre (Cu) est un élément métallique essentiel, couramment utilisé comme biocide en agriculture. Une exposition au cuivre à des doses comprises entre 5 et 25 µg/L conduit à une diminution de l'activité de la catalase et de la glutathion peroxydase (Liu *et al.*, 2006). L'effet du Cu peut être corrélé au fait qu'il entre dans le core catalytique de nombreuses enzymes. Son homéostasie est notamment assurée par les métallothionéines et permet

de limiter sa concentration intracellulaire. Une augmentation importante de cette concentration cellulaire provoque un dépassement de ces systèmes de défense. Le Cu catalyse alors des réactions de Fenton conduisant à l'augmentation de la production de radicaux hydroxyles (Lushchak, 2016). Le Cu peut également inhiber le complexe I de la chaîne respiratoire et ainsi dissiper le potentiel trans-membranaire provoquant une augmentation d'ERO (Sappal *et al.*, 2014). L'arsenic, absorbé au niveau des branchies chez les poissons, est capable d'engendrer des perturbations du système antioxydant (Kumari *et al.*, 2017). Les pyréthrinoïdes de synthèse, tels que la cyperméthrine, la deltaméthrine, la perméthrine, la bifenthrine ou la resméthrine génèrent également un stress oxydatif et des dommages chez les poissons, comme la production d'espèces réactives de l'oxygène et la peroxydation des lipides (Ullah *et al.*, 2019).

Cajaraville *et al*. (2003) ont rédigé une synthèse sur la prolifération de peroxysomes, en considérant i) la modulation des réponses par des récepteurs nucléaires (les PPAR pour Peroxisome Proliferator-Activated Receptor), ii) les modifications de l'activité d'enzymes peroxyzomales comme l'AOX (pour acyl-CoA oxydase) dans des homogénats de foie de poissons et iii) le changement de la densité du volume peroxysomal dans différents organes (foie, rein). Ces réponses ont été considérées suite à des expositions de dieldrine, dinitro-cresol, endosulfan, disulfoton, atrazine, linuron, methoxychlor chez différentes espèces de poissons (*Sparus aurata, Oncorhynchus mykiss, Oryzias latipes, Salmo salar, Anguilla anguilla, Danio rerio, Mugil cephalus, Salmo trutta*). Les auteurs reportent nombre de facteurs d'influence, biotiques (espèce, sexe, stade de développement, âge, statut nutritionnel) et abiotiques (saison, niveau des marées, température de l'eau, salinité, pH, oxygène dissous), sur les réponses étudiées. Aussi les auteurs attirent l'attention sur la nécessité d'établir un protocole simple, fiable et standardisé pour mesurer la prolifération de peroxysomes, en combinant à la fois des paramètres morphologiques et biochimiques/moléculaires et en conduisant des travaux de calibration inter laboratoires. Si des réponses en lien avec le stress oxydatif ont aussi fait l'objet d'études chez différentes espèces d'amphibiens, ce groupe zoologique aurait toutefois un système cytochromique P450 moins performant comparé aux mammifères (Venturino *et al.*, 2003). Ces auteurs soulignent que les études portant sur la GST, la GSH ou encore les métallothionéines chez des amphibiens en présence de pesticides constituent des voies intéressantes pendant que l'identification de facteurs de transcription pourrait constituer une autre approche prometteuse. Il est aussi reporté l'intérêt de travailler sur une batterie de biomarqueurs pour lier au mieux 'réponses' et 'exposition' et apporter des outils prédictifs en vue de protéger ces populations vulnérables d'amphibiens.

L'induction d'un stress oxydatif a été clairement démontrée pour le lindane ou le DDT. Certains auteurs suggèrent que la production d'ERO par ces molécules est liée à leur activation métabolique lors de leur dégradation faisant intervenir notamment des cytochromes P450 (Harada *et al.*, 2003). Des herbicides comme le diquat, le paraquat ou le 2,4 Dichlorophenoxyacétate (2,4 D) sont capables d'interagir avec les cycles rédox cellulaires et de donner des électrons à l'oxygène moléculaire, conduisant à la formation d'ERO. Ce mécanisme a notamment été décrit chez le poisson Tête de serpent tâcheté *Channa punctata*, le poisson zèbre ou la truite arc-en-ciel (Lushchak, 2016). Cette production d'ERO s'accompagne d'une altération du type et du nombre de leucocytes, d'une augmentation de l'activité alanine transaminase mais aussi d'une plus grande quantité de protéine oxydées (Kubrak *et al.*, 2013). Chez les poissons, le foie et les reins sont les organes les plus sensibles. Les auteurs expliquent cette sensibilité par le fait que les autres organes comme le cœur, les branchies ou le cerveau possèdent des défenses antioxydantes beaucoup plus efficaces. D'autres familles d'herbicides agissent plutôt en inhibant l'activité des enzymes anti-oxydantes comme les SOD ou la catalase. C'est le cas par exemple du diethyldithiocarbamate (DDC), l'aminotriazole ou le Roundup une formulation herbicide à base de glyphosate (Glusczak *et al.*, 2006; Lushchak, 2016). Peu d'études reportent les effets d'un cocktail d'herbicides. Cependant, Fatima *et al*. (2007) ont exposé durant 12 semaines des poissons rouges (*Carassius auratus*) à un mélange d'atrazine, simazine, diuron et isoproturon à une dose cumulée de 50 µg/L. Cette exposition a conduit à une augmentation de la production d'anion superoxyde conduisant à une altération du système immunitaire, un changement de l'activité des enzymes anti-oxydantes dans la rate, le foie et le rein. Les fongicides tels que l'hexachlorobenzène (HCB) ou le perchlorobenzène induisent une production d'ERO chez les poissons. L'un des mécanismes mis en évidence implique une fixation du HCB sur la mono-oxygénase à cytochrome P450 mitochondriale perturbant le transfert des électrons le long de la chaîne respiratoire (Song *et al.*, 2006). Le procloraz, une fongicide azolé, peut également interagir avec l'ion fer contenu dans les cytochromes P450. Ainsi, il a été montré qu'il inhibe la 14α déméthylase

qui catalyse la production d'ergostérol à partir de lanostérol (Navas *et al.*, 2003). Cette inhibition conduit alors à une perturbation de la stabilité membranaire des cellules.

Des travaux portent également sur les effets de combinaison entre substance active organique et un élément métallique (Xue *et al.*, 2021). Pour les substances organiques, il peut s'agir de molécules utilisées comme biopesticides en agriculture biologique. C'est ainsi que le cuivre, métal essentiel utilisé en agriculture y compris biologique est inducteur de stress oxydatif dans le foie et le rein antérieur de la carpe commune (*Cyprinus carpio* L.) tout comme un autre fongicide également utilisé en agriculture biologique, le chitosan (Dautremepuits *et al.*, 2004 ; GRAB., 2018). L'exposition des mêmes carpes avec un mélange de cuivre et de chitosan réduit le stress oxydatif induit par chacune des deux substances prises séparément (Dautremepuits *et al.*, 2004).

4.2.2. La génotoxicité

La génération d'ERO peut conduire à des effets génotoxiques. Ainsi, les effets les plus souvent décrits sont des cassures, simple ou double brin, au niveau de l'ADN, la modification de bases *via* notamment l'oxydation de ces dernières (8 oxo-guanosine). D'autres effets génotoxiques ont été rapportés chez des poissons exposés à des pesticides et proposés en tant que biomarqueurs. Parmi les plus couramment utilisés pour mesurer la génotoxicité, nous retiendrons les aberrations chromosomiques, les anomalies nucléaires et le test du micronoyau. On rapporte également des cas d'hypo-méthylation de l'ADN chez des poissons exposés à de l'arsenic (Kumari *et al.*, 2017). L'intégrité de l'ADN peut être perturbée par l'exposition de poissons à des PPP. C'est ainsi que dommages à l'ADN ont été observées dans les érythrocytes d'épinoches à trois-épines (*Gasterosteus aculeatus*) exposées à des concentrations environnementales (0,88 et 1,75 µg/L de Chlorpyrifos) (insecticide organophosphoré utilisé en France jusqu'en 2020 sur certaines cultures légumières) (Bado-Nilles (Marchand *et al.*, 2017)). A noter que cet effet génotoxique est uniquement observé chez les épinoches co-exposées à la PPP et à un stress inflammatoire (Marchand *et al.*, 2017).

4.2.3. L'immunotoxicité et ses conséquences sur la défense des organismes

L'immunité intervient dans la défense de l'organisme contre des agents pathogènes microbiens (bactéries, virus, macro-parasites) ou particulaires. Tout comme chez les mammifères, des mécanismes immunitaires (innés [non-spécifiques] et adaptatifs [spécifiques]) sont rapportés chez les poissons. De nombreuses études attestent que la réponse immunitaire des poissons peut être altérée en présence de PPP (Diaz-Resendiz *et al.*, 2015). Parmi ceux-ci, on peut lister le Chlorpyrifos, le diazinon ou encore le phosalone.

Le lysozyme, communément impliqué dans les mécanismes de défense, est impacté par les PPP. L'étude de Diaz-Resendiz *et al.* (2015) reporte par exemple une activité accrue dans le foie et la rate de bélougas (*Huso huso*) exposés à des concentrations de 1,5 mg/L de diazinon. Ces auteurs reportent des observations similaires dans le rein et la rate de cyprinidae (*Ctenopharyngodon idella*) exposés à des concentrations de 2 et 4 mg/L de diazinon. D'autres études révèlent une diminution de l'activité du lysozyme dans le plasma de truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) et de carpes communes (*C. carpio*) exposées respectivement à du diazinon (0,1 et 0,2 mg/L) ou à du phosalone (de 0,15 à 0,6 mg/L). A l'inverse, l'exposition de tilapias (*O. niloticus*) à du Chlorpyrifos (0,102 et 0,255 mg/L) entraine une augmentation de l'activité plasmatique de cette enzyme. D'autres molécules importantes du système immunitaire inné des poissons peuvent être impactées. C'est le cas de la protéine C3 du complément ou de la protéine C réactive (RCP), comme cela est reporté chez *O. mykiss* exposé à 4 ppm de métrifonate. Après trois jours d'exposition, une augmentation significative de la RCP est enregistrée dans le plasma alors qu'après 10 et 18 jours, l'activité de RCP diminue significativement (Diaz-Resendiz *et al.*, 2015).

Les globulines et les immunoglobulines (IgM) sont aussi des familles de protéines dont les concentrations varient en présence d'OP. Par exemple, la concentration des globulines dans le plasma de truites (*O. mykiss*) diminue significativement lorsque les poissons sont exposés à des concentrations entre 0,1 et 0,2 mg/L de diazinon. Des concentrations de 0,75 µg/L de chlorpyrifos durant 24 h provoquent une diminution significative d'IgM dans le plasma de la carpe commune *C. carpio* (Diaz-Resendiz *et al.*, 2015). De façon générale, les pesticides peuvent

affecter nombre d'autres paramètres sanguins ; les plus couramment mesurés comprennent la numération érythrocytaire totale, la numération leucocytaire totale ou encore les taux d'hémoglobine et d'hématocrite (Kaviraj et Gupta, 2014). A titre d'illustration, il a été montré que des poissons exposés même à de faibles concentrations d'arsenic ont une production de cellules sanguines amoindrie (Kumari *et al.*, 2017). Kaviraj *et al.* (2014) notent cependant que si ces biomarqueurs hématologiques ont l'avantage d'être faciles à mesurer, ils restent d'intérêt limité compte tenu des réponses contradictoires qu'ils génèrent. Ainsi, l'exposition de poissons dulcicoles à des PPP se traduit par une modification de la quantité de leucocytes, avec soit une diminution (truites ou carpes exposées à du diazinon), soit une augmentation (p. ex. carpes exposées à du chlorpyprifos) (Diaz-Cruz et Barcelo, 2009). Les OP induiraient non seulement une altération en termes de nombres de leucocytes, mais aussi des modifications de leur morphologie (p. ex. chez *Lepomis macrochirus* exposé à du diazinon entre 15 et 75 µg/L) et de leur rôle. Les OP influencent également l'activité de phagocytose des cellules, avec un indice phagocytaire des cellules mononucléaires du tilapia du Nil qui diminue suite à une exposition *in vivo* au diazinon.

Certaines substances ont comme molécule cible l'enzyme acétylcholinestérase (AChE), bloquant son activité. Des données expérimentales obtenues suite à une exposition de poissons à du diazinon et du diazoxon montrent une augmentation de la concentration en acétylcholine, ce qui diminue significativement la prolifération des lymphocytes (Giron-Perez *et al.*, 2008). De même, les OP sont également capables d'inhiber des hydrolases (serine hydrolase), telles que les molécules du complément et du système de thrombine, ce qui influence directement le système immunitaire. Par ailleurs, les dommages dans les tissus lymphoïdes résultent de la phosphorylation, de dommages oxydatifs, et/ou de fonctions neuronales altérées, induits par des OP. Kumari *et al.* (2017) reportent que l'arsenic qui s'accumule en particulier dans le foie et le rein des poissons interfère avec le système immunitaire en supprimant la production d'anticorps et de cytokines. Ce même élément chimique agit sur le potentiel de phagocytose des macrophages, participant par là-même à la dissémination et à la persistance d'agents pathogènes (virus, bactéries) dans des tissus d'hôtes distants. Les OP affectent de la même façon l'activité enzymatique (AChE, butyrylcholinestérase, carboxylestérases) d'amphibiens (*Bufo arenarum*) (Venturino *et al.*, 2003).

Des altérations de la fonction immune sont aussi à relier à l'activité et à l'intensité de phosphorylation et déphosphorylation de protéines kinases. La biotransformation des PPP conduit à la formation de métabolites qui peuvent interagir avec les leucocytes, *via* des altérations de la signalisation cellulaire. Enfin, certaines études suggèrent que les PPP seraient aussi impliqués dans des processus d'apoptose. Des concentrations élevées d'arsenic entrainent par exemple une mort cellulaire de façon marquée chez les poissons (Kumari *et al.*, 2017). Chez les poissons Téléostéens, de nombreuses PPP induisent des stimulations des productions d'ERO par les leucocytes. De telles inductions sont à la base de réactions inflammatoires qui participent aux actions non spécifiques des pesticides. Pour exemple, l'exposition en laboratoire d'épinoches à trois-épines (*G. aculeatus*) à du chlorpyrifos (concentrations environnementales de 0,88 et 1,75 µg/L) conduit, au bout de 4 jours, à une stimulation de la production d'ERO leucocytaire (Marchand *et al.*, 2017). Cette induction est associée à une baisse de l'activité de phagocytose de ces mêmes cellules, laquelle peut être à la base d'une réduction de la capacité de défense immunitaire du poisson (Marchand *et al.*, 2017).

Les immunomodulations induites par les PPP peuvent être modulées dans le cas d'exposition de poissons à des substances actives combinées à leur adjuvant par rapport à l'exposition des mêmes poissons à la substance active seule. C'est notamment ce qui a pu être observé chez des truites arc-en-ciel (*O. mykiss*) exposées à un adjuvant (Prowl 400®) d'une substance active herbicide de la famille des dinitroanilines (la Pendiméthaline) (Danion *et al.*, 2012). Malgré des niveaux de bioaccumulation de la substance Pendiméthaline relativement faibles dans les muscles des poissons, des leucopénies, des réductions de l'activité de phagocytose ainsi que de l'activité associée à la voie alterne du complément sont observés chez les truites au bout de 28 jours d'exposition à l'herbicide seul ou associé à son adjuvant (concentrations de 179 à 336 ng/L dans l'eau). A noter qu'une perturbation de l'activité du lysozyme est également observée mais seulement pour les poissons exposés à la formulation complète associant substance active et adjuvant. Ces perturbations de l'immunité persistent même après une période de récupération de 15 jours des poissons dans une eau sans polluant (Danion *et al.*, 2012).

De tels effets immunosuppresseurs sont observés chez des poissons exposés à des PPP puis soumis en laboratoire à des infections virales ou bactériennes. Les capacités de défense immunitaire de la truite arc-en-ciel (*O. mykiss*), exposée de façon chronique à la substance active herbicide pendiméthaline, sont évaluées par exposition ultérieure à une infection virale expérimentale par le virus de la nécrose hématopoïétique infectieuse (VNHI) (Dupuy *et al.*, 2019). Les réponses immunologiques ont été examinées à différents niveaux de l'organisation, des individus à l'expression des gènes. Pendant les épreuves virales, la distribution de la mortalité cumulée était légèrement différente entre les groupes infectés. L'impact du virus sur les poissons précédemment contaminés par le pendiméthaline a commencé plus tôt et a duré plus longtemps que chez les témoins. La proportion de poissons séropositifs était plus faible dans le groupe de poissons exposés à la pendiméthaline que dans le groupe témoin, avec des quantités similaires d'anticorps anti-VNHI sécrétés chez les poissons positifs, quel que soit le traitement (Dupuy *et al.*, 2019). Alors qu'aucune différence significative dans les niveaux d'expression du gène c*3-1* du facteur du complément n'a été détectée tout au long de l'expérience, les niveaux d'expression de gènes de cytokines pro-inflammatoires ou intervenant dans la réponse anti-virale (*tnf1&2*, *tlr3*, *il-1β* et *ifn*) ont augmenté chez tous les poissons infectés, mais la différence était plus significative dans les groupes de poissons précédemment exposés à l'herbicide. D'autre part, l'expression du gène de la *β-défensine* était diminuée dans le groupe pendiméthaline-VNHI par rapport à celle des poissons uniquement infectés par le virus (groupe contrôle-VNHI) (Dupuy *et al.*, 2019).

En milieu naturel, des chabots adultes (*Cottus* sp.) ont été capturés par pêche électrique au printemps, en été et en automne pour déterminer en fonction des stations, l'effet immunitaire d'influences urbaines ou agricoles intensives ou viticoles (Bado-Nilles *et al.*, 2015). Les principaux résultats ont démontré une augmentation de la mortalité cellulaire et une diminution de l'activité de phagocytose dans les stations impactées par les produits chimiques agri-viticoles. Ces immunomodulations ont suivi la variabilité temporelle due aux différents traitements (impacts agricoles au printemps ; effets viticoles en automne). A l'heure actuelle, les données fournies ne sont pas suffisantes pour confirmer l'impact des produits chimiques agri-viticoles sur le système immunitaire des poissons sans interaction avec d'autres facteurs environnementaux. Par exemple, en été, les immunomarqueurs semblent être corrélés non seulement avec la contamination de l'eau mais aussi avec d'autres facteurs environnementaux (pathogènes, dégradation physique des champs, nutriments, température...). Néanmoins, les paramètres immunitaires donnent une vision globale de la santé des organismes et des écosystèmes, ce qui explique l'intérêt croissant pour ces biomarqueurs dans l'évaluation des risques environnementaux (Bado-Nilles *et al.*, 2015).

4.2.4. La neurotoxicité et ses conséquences sur le comportement des organismes

De nombreuses études rapportent également des modifications du comportement des individus exposés à des PPP. Le comportement peut être défini comme étant « l'ensemble des processus de décision par lesquels les individus ajustent leur état et leur situation par rapport aux variations du milieu (abiotique et biotique) » (Danchin *et al.*, 2021). Les modifications du comportement sont déclenchées par des signaux externes en lien avec la perception sensorielle des organismes ou par des signaux internes liés à des modifications physiologiques. Le comportement, en raison du faible coût énergétique de son ajustement et de la vitesse à laquelle cela peut se faire, permet une adaptation des organismes aux changements environnementaux, à la fois sur le court et le long termes (Danchin *et al.*, 2021). Les réponses comportementales étudiées en présence de PPP sont de natures diverses, comme une nage anormale (mouvement erratique, nage latérale), des réponses d'évitement ou au contraire d'attraction en présence de substances, des mouvements operculaires accrus, des tentatives de saut, une perte d'équilibre, une modification du comportement anti-prédateur. Les pyréthrinoïdes entrainent des changements du comportement de nage chez les poissons dès l'exposition à des concentrations environnementalement réalistes de l'ordre du ng/L (Richterova et Svobodova, 2012 ; Brander *et al.*, 2016 ; Ullah *et al.*, 2019). Ces changements comportementaux sont aussi reportés chez des poissons de la famille des Cichlidae exposés à des pesticides organo-chlorés (Martyniuk *et al.*, 2020). L'exposition de poissons à du glyphosate révèle soit des réponses d'évitement (cas chez *O. mykiss* pour des concentrations supérieures à 10 mg/L), soit des réponses d'attraction (e.g. *Danio rerio*) (Annett *et al.*, 2014). Des poissons exposés deux à trois semaines à des insecticides organo-phosphorés, tels que le malathion et le diazimon, peuvent montrer des modifications de leur comportement

locomoteur (e.g. ataxie, paralysie) (Diaz-Resendiz *et al.*, 2015). De la même façon, des changements comportementaux apparaissent dès les premières minutes d'exposition de poissons exposés à des concentrations de 2,25 mg/L d'arseniate de sodium, réponse accompagnée d'une sécrétion accrue de mucus (Kumari *et al.*, 2017). Il a aussi été reporté des comportements agressifs accrus chez des poissons (*Danio rerio*) en présence de paraquat (20 mg/kg) (Sartori et Vidrio, 2018). Des modifications de l'activité locomotrice ont également été observées chez des amphibiens exposés à des OC (Venturino *et al.*, 2003). Cela se traduit selon les espèces et le type d'exposition par des réponses variées (e.g. hyperactivité ou au contraire paralysie, nage irrégulière, perte d'équilibre). Par ailleurs, une méta-analyse de Rohr et McCoy (2010) reporte une diminution du comportement anti-prédateur chez des amphibiens et des poissons exposés à de l'atrazine, bien qu'ils affichent une activité locomotrice accrue. L'insecticide endosulfan est connu pour sa neurotoxicité. Des concentrations environnementales de ce PPP (0,1 et 1 µg/L) induisent une augmentation des niveaux de sérotonine et de dopamine cérébrales sans modification de l'activité acétylcholinesterase chez des têtards de xénope (*X. laevis*) (Preud'homme *et al.*, 2015). Une sur-expression du gène *GABA transporter 1* est également observée (Preud'homme *et al.*, 2015). Ces observations au niveau infra-individuel sont associées à des perturbations des comportements locomoteurs et de recherche de nourriture des têtards.

Certains PPP peuvent agir sur le système nerveux olfactif et en conséquence, sur les processus physiologiques et comportementaux sous-jacents des vertébrés aquatiques. Le lien entre perception sensorielle et comportement des organismes exposés à des PPP peut être illustré avec la synthèse de Tierney *et al.* (2010) qui s'intéressent spécifiquement à l'olfaction chez les poissons. Ces auteurs notent que, pour une diversité d'espèces de poissons, des expositions à des pesticides (entre autres) peuvent interférer avec le système olfactif et perturber ainsi les processus vitaux déterminant la survie et le succès reproductif des individus. Cela montre de quelle façon les contaminants chimiques pourraient contribuer au déclin de stocks de poissons. Les auteurs de l'étude soulignent que beaucoup de travaux sont nécessaires à conduire sur cette thématique comme : i) la détermination des mécanismes spécifiques de la toxicité au niveau de l'épithélium sensoriel olfactif ; ii) une compréhension des impacts de mélanges de contaminants ; iii) la capacité de déterminer la toxicité olfactive chez les poissons *in situ* ; iv) les impacts de toxiques sur les comportements modulés par l'olfaction, en particulier chez les poissons ; v) les liens entre effets sublétaux sur des individus et la viabilité à la long terme de populations sauvages. Les auteurs décrivent plusieurs changements dans la fonction olfactive suite à une exposition à des polluants : i) l'anosmie (incapacité à sentir) ; ii) hyposmie (capacité réduite à sentir) ; iii) la dysosmie (information olfactive perçue de façon incorrecte). Nombre de contaminants entraînent certains degrés d'hyposmie ou, à des concentrations plus élevées, une anosmie fonctionnelle. La dysosmie est moins commune (e.g. le cas de poissons attirés par des eaux fortement polluées). Les auteurs de l'étude précisent que les pesticides n'entrainent pas des modifications anatomiques du système olfactif des poissons. Le mode d'action des pesticides sur le comportement des poissons varie selon les molécules et leurs concentrations, avec des réponses soit d'évitement, soit d'attraction. Ces réponses comportementales peuvent aussi se traduire par des altérations au niveau de la nage, éventuellement en lien avec des processus olfactifs. En réalité, comme le soulignent les auteurs, il est difficile de faire la part entre des changements comportementaux liés à une toxicité impactant le système olfactif et un autre type de toxicité. Plusieurs classes de pesticides agissent sur les réponses olfactives de poissons avec en principe, un effet rapide, c'est-à-dire avec des manifestations en quelques minutes. Il est utile aussi d'insister sur l'importance de prendre en compte la formulation des pesticides pour appréhender leurs effets sur le système olfactif. Ainsi le Roundup, formulation renfermant du glyphosate, est 10 fois plus toxique que le glyphosate seul. Les poissons ne sont pas les seuls organismes chez lesquels les liens entre olfaction et pesticides ont été étudiés. Les amphibiens ont aussi fait l'objet de telles études, bien qu'aucun effet n'ait été trouvé suite à des expositions à de l'atrazine (Rohr et McCoy, 2010).

Soulignons encore que des troubles du comportement de nage ont aussi été significativement corrélés avec l'expression d'enzyme (enzyme aspartoacylase ou ASPA), elle-même impliquée dans le fonctionnement cellulaire au niveau du cerveau. Des liens étroits ont pu être établis entre la régulation négative mesurée de l'ASPA et les réponses comportementales chez les poissons exposés à des concentrations environnementales de pyréthrinoïdes (Kaviraj et Gupta, 2014).

4.2.5. Les atteintes métaboliques et leurs conséquences sur la croissance et le développement des organismes

La métabolisation des xénobiotiques conduit à la production d'ERO conduisant en fonction des concentrations absorbées par les organismes, à un stress oxydatif qui va toucher dans un premier temps, la fonction hépatique mais qui pourra toucher également d'autres tissus, en fonction des niveaux de contamination auxquels sont exposés les organismes. Des échantillonnages effectués sur des poissons vivant dans des bassins versants tributaires de la Grande Barrière de Corail, ont révélé des altérations histologiques (inflammation et lipidose du tissu hépatique) accompagnées de perturbations de profils transcriptomiques liés notamment au métabolisme des xénobiotiques, chez des Barramundi (*Lates calcarifer*) vivant dans l'estuaire d'un bassin versant sous fortes pressions phytopharmaceutiques par rapport à des poissons de la même espèce capturés dans un estuaire recueillant les eaux d'une zone protégée (Hook *et al.*, 2018).

En conditions de laboratoire, des paramètres biochimiques et moléculaires associés au métabolisme anaérobie (charge en adénylates, concentration en ATP, expression de gènes de la glycolyse) sont perturbés chez des gardons (*Rutilus rutilus*) exposés à du cuivre durant 7 jours à des concentrations environnementales allant de 10 à 100 µg/L (Maes *et al.*, 2016).

D'autres auteurs montrent quant à eux que l'exposition à l'Amisulbrom, un fongicide du groupe des sulfonamides, perturbe la fonction cardiaque d'embryons de danios (Ma et Li, 2021). Inhibiteur du complexe cytochrome bc1 du système de transport d'électrons mitochondrial, ce composé conduit à des expressions anormales de gènes impliqués dans le développement cardio-vasculaire du poisson, associées à des oedèmes péricardiques, des baisses du rythme cardiaque et une distribution anormale de l'hémoglobine dans l'organisme (Ma et Li, 2021). Ces mêmes formes de perturbations de la physiologie cardiaque ont été observées chez des embryons de poissons zèbres exposés durant 96 h à des concentrations de Dinitramine (herbicide de la famille des Dinitroanilines) allant de 1,6 à 6,4 mg/L (Park *et al.*, 2021).

L'étude des mécanismes d'action des pesticides passent également par l'utilisation de techniques permettant de localiser leur accumulation dans les tissus des vertébrés aquatiques. Le lien de causalité entre contamination et réponse toxique s'en trouve ainsi amélioré. L'exposition de gardons (*Rutilus rutilus*) et de poissons-zèbres (*Danio rerio*) à des concentrations sublétales de sulfate de cuivre (40 et 140 µg/L) conduisent, au bout de 4 jours, à des altérations observables au niveau des noyaux des hépatocytes (Paris-Palacios et Biagianti-Risbourg, 2006). Les augmentations de la taille des noyaux cellulaires et les réticulations des nucléoles mises en évidence sont associées à une forte accumulation du cuivre dans ces organites (Paris-Palacios et Biagianti-Risbourg, 2006).

Les PPP peuvent agir sur la fonction de croissance des vertébrés aquatiques. Ainsi, les pyréthrinoïdes entraînent chez les poissons des perturbations de la croissance (ralentissement) et du développement (Richterova et Svobodova, 2012 ; Brander *et al.*, 2016 ; Ullah *et al.*, 2019). Des malformations (scoliose, cyphose) et une diminution de la survie sont aussi reportées dans le cas d'amphibiens exposés de façon chronique à du propanil (Kanawi *et al.*, 2016). Les produits phytopharmaceutiques lipophiles (comme des OCP) tendent à s'accumuler dans le cerveau et les gonades de poissons, avec un passage également dans le sac vitellin, entrainant des effets toxiques chez les poissons au stade larvaire, à l'origine de mortalité et de malformation (démonstration faite chez le poisson zèbre, (Martyniuk *et al.*, 2020). Dans ce contexte, les auteurs proposent de porter une attention plus grande sur le métabolisme lipidique dans le cadre d'études toxicologiques chez le poisson.

Des études réalisées sur des étangs inscrits dans des bassins versants agricoles ont montré que les nutriments et des pesticides organochlorés apportés par ruissellement dans le milieu de vie d'amphibiens (têtards de *Scinax nasicus*) affectaient leurs taux de survie, de croissance et de développement (Peltzer *et al.*, 2008). Les effets néfastes sur la croissance de tout un cortège d'espèces d'amphibiens à différents stades en présence d'OC sont aussi reportés dans les travaux de Venturino *et al.* (2003) avec très souvent une réduction de la taille du corps (ralentissement de la croissance et métamorphose plus tardive). La santé de ces organismes était impactée avec une vulnérabilité accrue aux parasites opportunistes, couplée à des aberrations des noyaux des érythrocytes et une hémolyse. Des amphibiens exposés à de l'atrazine ont une métamorphose soit accélérée, soit au contraire

retardée (Rohr et McCoy, 2010) ; leur taille est aussi réduite au moment de la métamorphose (ou proche de la métamorphose) dans 15 des 17 études considérées et pour les 14 espèces concernées. Une croissance retardée s'observe également chez des amphibiens exposés à du paraquat, à relier ou non à des effets tératogènes selon les études (Sartori et Vidrio, 2018).

Des travaux portant sur la recherche des effets des PPP sur les organismes vertébrés aquatiques mettent en avant des approches multi-biomarqueurs. Menées sans *a priori* quant aux cibles potentielles de l'action toxique des PPP, elles permettent d'appréhender des modes d'action toxiques non prévisibles. Ces approches multi-biomarqueurs permettent l'acquisition de données sur un même individu correspondant à des variables biologiques liées aux grandes fonctions vitales (Jolly *et al.*, 2012 ; Guedegba *et al.*, 2021).

D'abord concentrées sur l'utilisation conjointe, au niveau infra-individuel, de méthodes d'analyses moléculaires, biochimiques, cellulaires, ces approches ont bénéficié plus récemment de l'avènement des techniques omiques et de leur utilisation dans le domaine de l'écotoxicologie. Leurs mises en œuvre pour des observations aux différents niveaux d'organisation biologique, de la cellule à la population en passant par l'individu, fournissent des données extrêmement diverses et nombreuses qui peuvent notamment servir à implémenter les modèles mathématiques.

4.2.6. Les perturbations endocriniennes

Un perturbateur endocrinien (PE) est une substance chimique d'origine étrangère à l'organisme, naturelle (comme les phyto-œstrogènes de certaines plantes) ou artificielle. Les PE interfèrent avec la production d'hormones naturellement produites par un organisme au-travers de nombre de mécanismes comme la synthèse, la sécrétion, le transport, l'action et l'élimination d'hormones. Les PE peuvent ainsi mimer l'action d'hormones en se substituant à elles dans les mécanismes biologiques qu'elles contrôlent (maintien de l'homéostasie, la reproduction, le développement et le comportement). Les PE peuvent également bloquer l'action d'hormones (antagonistes), en se fixant sur des récepteurs avec lesquels les hormones interagissent habituellement, ou au contraire favoriser l'action d'hormones (agonistes). Parmi les PPP ayant une activité PE, on retrouve notamment des insecticides (e.g. DDT, DDE, dieldrine, toxaphène, lindane, méthoxychlore, endosulfan, pyréthrinoïdes), des fongicides (e.g. vinclozolin) ou encore des herbicides (e.g. linuron, diuron). La perturbation endocrinienne de la fonction de reproduction par les PPP est relativement bien ciblée par les tests réglementaires disponibles. Par contre, les perturbations endocriniennes thyroïdiennes restent beaucoup moins étudiées (Dang *et al.*, 2021).

A la fin des années 1970, il a été reporté des cas de féminisation de populations de gardons en sortie de station d'épuration en Grande-Bretagne. Ce sont ces observations qui ont initié les premières études sur les effets de PE sur les organismes. Aujourd'hui, la littérature scientifique montre que les poissons ne sont pas les seules cibles des PE, avec par exemple des cas de féminisation de tortues exposées à des pesticides ou encore d'autres effets sur le système reproductif (diminution des taux d'éclosion, développement anormal des gonades) chez des reptiles et amphibiens (Vos *et al.*, 2000). Les stades larvaires des amphibiens se révèlent particulièrement sensibles aux PE (Vos *et al.*, 2000). Des effets peuvent être enregistrés dès une exposition prolongée à des valeurs de l'ordre du ng/L (Brander *et al.*, 2016, Martyniuk *et al.*, 2020).

Les PE ont des conséquences sur la santé des organismes et de leur progéniture, la littérature scientifique montrant des effets biologiques à la fois dans des études *ex situ* et *in situ* (voir par exemple (Colin *et al.*, 2016). Deux indicateurs sont particulièrement étudiés chez les poissons. Le premier est l'induction de la vitellogénine, qui n'est normalement pas détectable chez les mâles et les juvéniles mais qui le devient lorsque des individus sont exposés à des PE (expression accrue du gène de la vitellogénine dans le foie, (Vos *et al.*, 2000; Martyniuk *et al.*, 2020). Un second indicateur est la formation d'ovotestis, correspondant à des gonades qui renferment à la fois des cellules caractéristiques des ovaires et des testicules. De façon générale, les organismes exposés à des PE présentent une réduction de la taille des gonades, des changements au niveau des caractères sexuels, un retard de la maturité sexuelle et des désordres hormonaux (Vos *et al.*, 2000; Singh et Chandra, 2019 ; Martyniuk *et al.*, 2020). Brander *et al.* (2016) ont observé une modification de l'indice gonado-somatique, de la taille des follicules ovariens et des

niveaux d'œstradiol plasmatique chez des poissons exposés à du bifenthrine. Ils reportent aussi que les effets sont modulés par le niveau de salinité. De façon plus détaillée, une perturbation de la production d'hormones sexuelles peut être observée chez des poissons mâles exposés à de faibles niveaux de PE (de l'ordre du ng/L). Une réduction de la testostérone est accompagnée d'une augmentation de la vitellogénine, suggérant un effet agoniste sur les récepteurs à œstrogènes (Martyniuk *et al.*, 2020). Des poissons exposés durant deux semaines à des OCP (endosulfan) ont une spermatogénèse perturbée, en lien avec les dommages que les OCP provoquent sur deux types cellulaires essentiels à la synthèse de testostérone : les cellules de Sertoli qui sont endommagées et les cellules de Leydig dont le nombre diminue (Martyniuk *et al.*, 2020). Des poissons mâles exposés à des doses environnementales de PE (comme des pesticides organochlorés) présentent une diminution de la quantité de spermatozoïdes matures, lesquels sont également moins mobiles et moins rapides (Brander *et al.*, 2016) ; (Martyniuk *et al.*, 2020). Les effets reprotoxiques de PE sont moins renseignés chez les poissons femelles ; il est toutefois reporté chez celles-ci une production altérée ou inappropriée de protéines, accompagnée d'une diminution de la production d'ovocytes (Brander *et al.*, 2016), un retard dans la maturation gonadiale, une atrésie folliculaire ainsi qu'une désorganisation du tissu ovarien et un nombre réduit d'ovocytes viables (Martyniuk *et al.*, 2020). De telles perturbations engendrées par les PE entrainent dans certains cas une baisse de la fécondité et en conséquence une réduction du succès de fertilisation chez les poissons, comme observé pour le saumon atlantique *Salmo salar* (Richterova et Svobodova, 2012), le gardon *Rutilus rutilus* (Sumpter, 2005) ou encore chez le médaka *Oryzias latipes* (Overturf *et al.*, 2015) pour ne citer que quelques exemples. Il est aussi reporté une diminution du taux d'éclosion d'œufs de poissons exposés à 3,8 µg/L de propanil (Kanawi *et al.*, 2016). Les conséquences d'expositions de poissons à des PE vont jusqu'à modifier le sexe ratio des populations piscicoles (Brander *et al.*, 2016). On reporte ainsi des cas de féminisation ou de masculinisation de populations piscicoles (intersexe), sachant que le premier cas est largement plus fréquent (Sumpter, 2005). Il est à noter toutefois que les effets des PE sont essentiellement étudiés à l'échelle des individus. Peu d'information est disponible à l'échelle de la population (Sumpter, 2005). Plusieurs études dénoncent également un manque d'informations concernant les effets de mélanges de PE sur le biote (Overturf *et al.*, 2015), alors même que cela représente le contexte d'exposition le plus proche de la réalité. Martyniuk *et al.* (2020) préconisent davantage d'études sur l'effet de pesticides organochlorés sur le développement des œufs des téléostéens

Les Dipneustes sont des vertébrés aquatiques phylogénétiquement proches des vertébrés Tétrapodes. Ils possèdent des récepteurs aux œstrogènes (ESR). L'analyse phylogénétique des séquences ESR indique que les ESR des dipneustes sont classées dans le groupe des ESR des tétrapodes, et non dans celui des poissons téléostéens comme le sont les ESR des Lépisostéidés et des esturgeons (Katsu *et al.*, 2008). Dans cette même étude, les auteurs ont examiné le potentiel œstrogénique du o,p'-dichloro-diphényl-trichloroéthane (o,p'-DDT) et du p,p'-DDT ainsi que de l'un de ses métabolites communs, le p,p'-dichloro-diphényl-éthylène (p,p'-DDE) sur l'ESR1 de ces poissons. L'ESR1 du dipneuste était moins sensible au DDT/DDE que l'ESR1 des deux autres poissons. La réponse de l'ESR1 des dipneustes à ces pesticides est similaire à celle obtenue avec l'ESR1 des salamandres. Ces données fournissent des pistes quant aux mécanismes de perturbation endocrinienne chez trois espèces de poissons phylogénétiquement anciennes (Katsu *et al.*, 2008).

Comme énoncé plus haut, les poissons ne sont pas les seuls concernés par la présence des PE. Il a été montré que des expositions d'amphibiens (*Rana pipiens*, *Xenopus laevis*) à de l'atrazine induisent une féminisation des gonades d'individus mâles (incluant des intersexes, avec la présence d'oocytes dans les gonades mâles) et ce à des concentrations mesurées dans des hydrosystèmes (Orton et Tyler, 2015). De la même façon, la métamorphose chez les amphibiens est perturbée en présence de PE (Pinelli *et al.*, 2019), avec également des malformations chez certains individus exposés à des pesticides ou à des fertilisants (p. ex. métamorphose retardée accompagnée de malformations squelettiques chez *Bufo bufo* exposé entre 0,01 et 0,1 mg/L d'endosulfan). D'ailleurs, nombre d'auteurs (e.g. (Venturino *et al.*, 2003; Orton et Tyler, 2015 ; Pinelli *et al.*, 2019) rappellent que la pollution des milieux fait partie des facteurs contribuant au déclin des populations d'amphibiens.

4.2.7. Les perturbations neurotoxiques

Les perturbateurs neurotoxiques sont définis comme « des polluants environnementaux, capables d'agir en tant qu'agonistes ou antagonistes ou d'altérer la synthèse et/ou le métabolisme des neuropeptides, des neurotransmetteurs ou des neurohormones et qui modifient ensuite divers processus physiologiques, comportementaux ou hormonaux, affectant la capacité des animaux à se reproduire, à se développer et à croître ou à faire face à d'autres stress et à d'autres situations » (Waye et Trudeau, 2011 cités par León-Olea *et al.* (2014). Autre définition proposée par León-Olea *et al.* (2014) : ce sont des substances exogènes présentes dans l'environnement qui altèrent le fonctionnement normal du système neuroendocrinien et conduisent à des effets néfastes sur les organismes ou les populations. Les pesticides organochlorés (OC) et organo-phosphorés (OP) en général, le fongicide Vinclozolin (VIN) en particulier, sont à ranger parmi la liste des perturbateurs neuroendocriniens (Leon-Olea *et al.*, 2014). Pour être classés comme tel, les composés chimiques doivent être à même de traverser la barrière hémato-encéphalique de façon à exercer leurs effets neuroendocriniens au niveau du système nerveux central. Les OC et OP peuvent se bioaccumuler dans le cerveau des téléostéens (comme déjà énoncé plus haut), jusqu'à des niveaux dépassant ceux d'autres tissus, comme le muscle (Leon-Olea *et al.*, 2014). L'insecticide p,p'-DDE (métabolite du DDT) a été identifié comme perturbateur neuroendocrinien. Des guppys exposés par voie trophique à des concentrations de 0,01 et 0,1 µg/mg de DDE de la naissance jusqu'au stade adulte répondent par une réduction de la pigmentation, du développement des organes sexuels, de la quantité de spermatozoïdes et du comportement de cour chez les individus mâles (Leon-Olea *et al.*, 2014). Ce sont les stades embryonnaires et juvéniles qui s'affichent comme étant les plus sensibles à l'exposition à de tels perturbateurs. Dans la synthèse de León-Olea *et al.* (2014), des résultats contrastés sont reportés chez les guppys en lien avec la souche utilisée pour conduire les essais. Un autre perturbateur neurotoxique, le VIN, a fait l'objet d'études qui ont montré qu'il affectait les comportements sociaux et sexuels de vertébrés. Par exemple, des guppys adultes (*Poecilia reticulata*) exposés par voie alimentaire à ce fongicide avec des concentrations comprises entre 1,8 et 180 mg/kg ont un comportement de cour perturbé. Un même type de réponse est reporté pour des amphibiens *Xenopus laevis* adultes exposés à 286 µg/L de VIN (Leon-Olea *et al.*, 2014). Des modifications en termes d'anxiété, de cognition ou de locomotion sont également reportées suite à une exposition à ce fongicide, mais seuls des résultats pour des modèles terrestres sont renseignés. De la même façon, des études tendent à montrer des effets transgénérationnels en lien avec une exposition au VIN. De telles études sont rares et nécessitent davantage de travaux dans le futur, tout comme les effets à l'échelle populationnelle.

Les néonicotinoïdes sont des insecticides développés dans les années 1980. Les trois principales molécules sont (1) l'imidaclopride (IMI), une molécule de première génération, qui est aussi la plus utilisée, (2) le clothianidine (CLO), produite plus tard, dans les années 2000 et (3) le thiaméthoxame (THM), également molécule de seconde génération produite à partir des années 2000. Les néonicotinoïdes sont des produits de remplacement des insecticides organophosphorés et des carbamates. Ils ont surtout été étudiés en milieu terrestre et peu en milieu aquatique. C'est encore plus vrai pour CLO et THM. Ils interfèrent avec le système nerveux des insectes (haut degré de sélectivité pour les récepteurs acétylcholine nicotiniques (nAChRs), avec deux voies principales d'exposition : soit par contact direct, soit une ingestion orale *via* l'eau ou les sédiments (Anderson *et al.*, 2015). Les néonicotinoïdes ne sont pas des molécules en principe utilisées dans l'environnement aquatique, mais peuvent toutefois se retrouver dans ce compartiment en lien avec différents processus (dérive de pulvérisation, ruissellement, transfert ; apport de feuilles traitées, décomposition de plantes dans l'eau). Il n'existe pas d'approches de remédiation pour enlever ces molécules une fois entrées dans le milieu aquatique. Le devenir des molécules dans l'eau est sous la dépendance de nombre de facteurs : lumière, pH, température, formulation et activité microbienne. Ces insecticides sont relativement stables dans l'eau (4,1 g/L et 0,61 g/L pour THM et IMI, respectivement, à 1 atm, 25°C ; (Anderson *et al.*, 2015). Parmi les néonicotinoïdes, IMI est la plus toxique pour les organismes aquatiques, suivie de CLO puis de THM. Il est utile de noter que dans tous les cas, ce ne sont pas des molécules très toxiques pour les poissons et les amphibiens. Les invertébrés aquatiques sont plus sensibles que les vertébrés aquatiques (en lien avec les différences au niveau des récepteurs nAChR ; (Anderson *et al.*, 2015). Peu d'études portent sur les effets de mélanges de néonicotinoïdes en direction des organismes aquatiques (Anderson *et al.*, 2015). On peut également déplorer un manque d'études à l'échelle des écosystèmes (approches

par mésocosmes et/ou études de terrain) pour étudier les effets de ces insecticides. Enfin des travaux sont aussi attendus sur les effets sub-létaux ou chroniques pour refléter les niveaux de concentrations dans l'environnement. Les auteurs soulignent encore qu'il y a plus d'études sur IMI que sur les deux autres molécules (CLO et THM), raison pour laquelle ils recommandent d'axer des études en direction de ces deux dernières molécules.

4.2.8. L'inhibition du fonctionnement mitochondrial

Certains PPP, comme les strobilurines, sont des inhibiteurs de la chaîne respiratoire mitochondriale. Ils sont utilisés comme fongicides et comportent six molécules majeures ; l'azocystrobine, la pyraclostrobine, la trifloxystrobine, la fluoxastrobine, la picoxystrobine et le krémoxim-méthyl (Zhang *et al.*, 2020a). Ces composés ont une grande solubilité dans l'eau et peuvent donc se retrouver dans les écosystèmes aquatiques à des doses de quelques dizaines de µg/L. Leur action ubiquiste dirigée contre le métabolisme mitochondrial fait qu'ils ont potentiellement une toxicité pour un large panel d'organismes terrestres et aquatiques. Par exemple, chez les amphibiens, ces fongicides ont des valeurs de LC_{50} comprises entre 0,61 et 84,13 µg/L selon le type de molécule (Li *et al.*, 2016). Chez *Xenopus tropicalis,* les strobilurines induisent des effets létaux à faible dose et provoquent des aberrations de développement. Chez les poissons, des études sur *Danio rerio* montrent des atteintes histologiques au niveau du foie et des gonades et une inhibition de la reproduction, de même qu'un stress oxydatif et des dommages à l'ADN chez l'adulte (Cao *et al.*, 2016). Au stade larvaire les auteurs notent une dérégulation de l'expression des cytokines et des chimiokines provoquant une perturbation du système immunitaire. Une perturbation du développement larvaire est également reportée. Mao *et al.* (2020) décrivent aussi que les strobilurines en réduisant l'activité des mitochondries provoquent une diminution de la croissance et des mouvements de nage toujours chez le poisson zèbre. Cependant, la majorité de ces études ont porté sur des doses plus importantes que celles classiquement retrouvées dans l'environnement et de ce fait, les mécanismes de toxicité de ces composés restent encore largement à définir. L'emploi d'approches omiques et physiologiques dans le futur pourraient permettre de mieux définir cet aspect (Zhang *et al.*, 2020a).

En conclusion de cette partie portant sur les effets directs des PPP sur les vertébrés aquatiques, les études aux échelles infra-individuelles ou individuelles sont pertinentes car elles sont généralement considérées comme plus intégratrices des effets des stress multiples auxquels sont confrontés les organismes dans leur environnement. Il est à ce titre possible d'utiliser des marqueurs intégrateurs dits phénotypiques, aisément observables à l'échelle des organismes, comme par exemple les effets sur le phénotype morphométrique des individus (Shinn *et al.*, 2015). A titre d'illustration, des traits morphologiques de populations de goujons (*Gobio* sp.) (mesures, à l'aide d'un logiciel d'analyse d'images photographiques, de 17 distances euclidiennes entre 18 points de repères placés sur les deux côtés de chaque poisson) ont été analysés dans une rivière du bassin de la Garonne, révélant qu'un sixième des traits mesurés était corrélé avec la toxicité des PPP (Shinn *et al.*, 2015).

4.3. Effets indirects

Comme nous venons de le traiter, des effets de PPP peuvent être reportés sur des vertébrés aquatiques directement à l'échelle des individus. Cependant, des PPP peuvent aussi agir à plus long terme sur la descendance d'individus exposés. Ce sont les effets transgénérationnels, que nous pouvons ranger dans la catégorie des effets indirects. D'autres effets indirects peuvent être liés, par exemple, à la raréfaction ou à la disparition de ressources alimentaires (végétales et/ou animales) qui vont *de facto* impacter les populations de vertébrés aquatiques qui s'en nourrissent (Mann *et al.*, 2009) (Figure 11-2). C'est le cas avec l'usage d'insecticides qui a des répercussions sur la disponibilité en invertébrés, source de nourriture pour des vertébrés aquatiques. Les herbicides qui arrivent dans les masses d'eau peuvent également agir sur la flore aquatique et réduire ainsi sa disponibilité pour les espèces herbivores de poissons ainsi que pour les larves d'amphibiens.

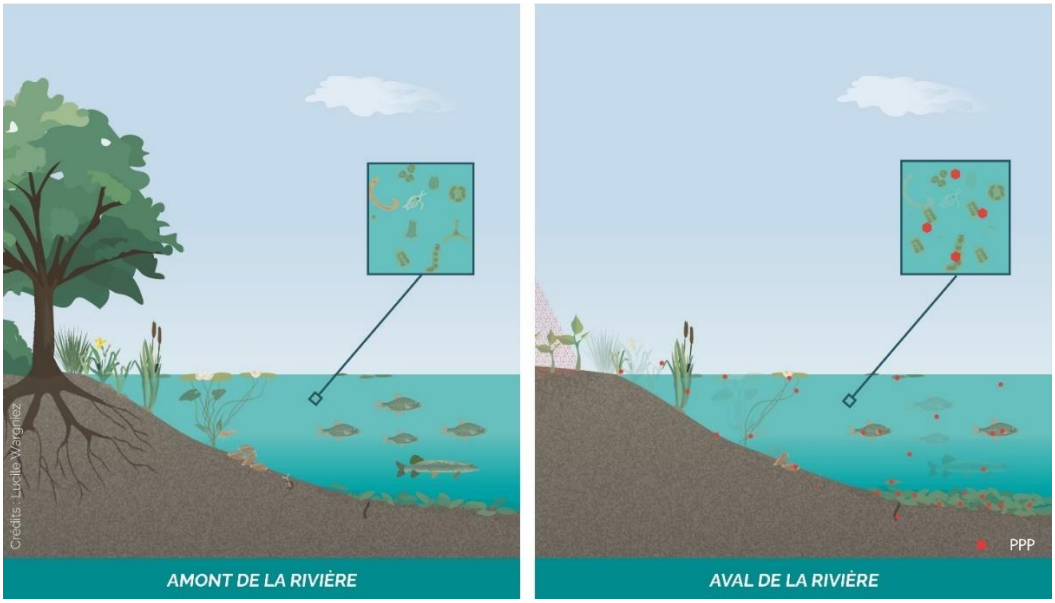


Figure 11-2. Présence des PP dans les rivières et dynamique amont-aval de leurs effets sur les vertébrés aquatiques et leurs ressources trophiques.

Dans une synthèse de Ramade et Roche (2006) est pointé que les pesticides (en particulier les herbicides) participent à la dégradation des récifs et des mangroves notamment au-travers de leur impact négatif sur la productivité primaire de ces écosystèmes et sur les coraux. En effet, les pesticides inhibent la photosynthèse des algues endo-symbiotiques (les zooxanthelles) renfermées dans les coraux et peuvent provoquer leur expulsion des tissus animaux. L'impact négatif des pesticides est aussi reporté sur les palétuviers, de façon telle que les auteurs avancent l'hypothèse de conséquences indirectes de pesticides sur les niveaux trophiques supérieurs. Cela a été reporté avec la disparition de plus de 90% de la population de Dugongs dans les herbiers lagonaires de la grande barrière de corail, dont les sédiments étaient chargés d'herbicides ou encore la régression des poissons saprophages qui nettoient les colonies coraliennes mortes, entravant ainsi la régénération des récifs (Ramade et Roche, 2006). La dégradation des mangroves par les pesticides provenant d'apports terrigènes (par exemple le diuron^{H} dans la région de McKay sur la grande barrière de corail) a des conséquences sur de nombreuses espèces, dont les poissons récifaux qui réalisent une partie de leur cycle dans cet hydrosystème (rôle de refuge et ressources alimentaires) (Ramade et Roche, 2006).

4.4. Effets modulés par des variables écologiques

Pour une pleine compréhension des effets des PPP sur les vertébrés aquatiques, il est nécessaire de tenir compte de variables environnementales ou encore biologiques, organisées en quatre grandes catégories par Knauer (2017).

La première catégorie porte sur les caractéristiques chimiques de la matrice eau, vectrice des PPP, et notamment sa phase particulaire (origines, concentrations et propriétés des particules comme leur taille et leur teneur en carbone organique). Il a ainsi été montré que les toxicités du cuivre ou encore de l'arsenic varient selon les quantités en matières organiques dissoutes que renferme l'eau (Grosell *et al.*, 2002 ; Kumari *et al.*, 2017). Une seconde catégorie pointe l'importance de certains paramètres physiques de l'eau, comme le pH qui peut modifier l'ionisation et donc la sorption des pesticides sur les particules, mais aussi d'autres paramètres comme la température de l'eau. Il a ainsi été montré que la tolérance à l'arsenic des poissons augmentait avec la température de l'eau (Kumari *et al.*, 2017). Cette question de la prise en compte de la température dans l'étude des effets des PPP mérite une attention particulière dans le contexte actuel de changement climatique. En effet, les écosystèmes aquatiques sont fortement soumis au changement climatique global, avec des conséquences profondes sur

l'hydrologie à travers ses influences sur les processus physiques et chimiques (Kirby *et al.*, 2009). La bioaccumulation de perméthrine et l'interaction avec la température et la salinité sont responsables de réponses transcriptionnelles significatives des gènes liés à la détoxication, la croissance, le développement et la réponse immunitaire de l'espèce de poisson, la capucette nord-américaine (*Menidia beryllina*) (Derby *et al.*, 2021). Dans un même contexte, l'influence de la température (28, 32 et 36°C) sur la toxicité de l'herbicide sulfentrazone se traduit par un effet synergique inducteur d'un stress oxydatif particulièrement important (peroxydation lipidique) chez les têtards de *Physalaemus nattereri* en comparaison des effets moindres observés chez l'espèce *Rhinella schneideri* (Freitas *et al.*, 2017). La température module ainsi les réponses biochimiques des têtards exposés à l'herbicide sulfentrazone selon un schéma spécifique à chaque espèce. Chez les Téléostéens, des exemples du même type peuvent également être noté. C'est ainsi que des poissons rouges *Carassius auratus* ont été exposés expérimentalement à un cocktail réaliste de pesticides (S-métolachlore, isoproturon, linuron, atrazine-déséthyl, aclonifen, pendiméthaline et tebuconazole) communément trouvés dans les rivières du Sud-Ouest de la France, à faible ou forte dose, dans deux conditions thermiques différentes : une température estivale commune (22°C) ou une température élevée enregistrée pendant des vagues de chaleur (32°C) (Jacquin *et al.*, 2019). Cette étude a permis de révéler que la température élevée de 32°C aggravait les effets des pesticides aux niveaux moléculaire et cellulaire. En effet, l'exposition aux pesticides a entraîné des effets génotoxiques (taux de micronoyaux) et des dommages cellulaires irréversibles des branchies et du foie (apoptose, inflammation, nécrose) plus importants à 32°C qu'à 22°C. Ces résultats suggèrent des effets synergiques potentiels du changement climatique et de la pollution et soulignent la nécessité d'utiliser des approches de stress multiples pour mieux prévoir les impacts des PPP seuls ou en mélanges sur la faune aquatique (Patra *et al.*, 2015).

Les changements climatiques vont ainsi se répercuter sur les compartiments biologiques des écosystèmes : leur impact n'est généralement pas limité à un compartiment mais atteint la plupart du temps l'ensemble des compartiments biologiques depuis les producteurs primaires planctoniques jusqu'aux niveaux les plus élevés du réseau trophique (David *et al.*, 2005; Leterme *et al.*, 2008 ; Cloern *et al.*, 2010 ; Goberville *et al.*, 2010). En effet, de nombreuses publications pointent l'effet combiné du changement climatique et des pressions anthropiques sur la *fitness* des individus (Dam, 2013), l'abondance des espèces et leur dominance (Mackas et Beaugrand, 2010), leur cycle de vie (Chevillot *et al.*, 2017) et leurs impacts sur la structure et le fonctionnement de ces écosystèmes (Cloern *et al.*, 2016 ; Steinberg et Landry, 2017; Brun *et al.*, 2019). Ainsi, des changements limités des conditions environnementales, même à de faibles échelles spatio-temporelles, peuvent provoquer de grands changements des écosystèmes aquatiques (Luczak *et al.*, 2012). Enfin, le changement climatique pourrait changer le positionnement des principaux courant océaniques et ainsi conduire à une augmentation du transport et donc du niveau de contamination par les PPP dans les régions polaires comme suggéré par différentes modélisations (Beyer et Matthies, 2001). Une troisième catégorie de facteurs à considérer intéresse les PPP en tant que tel, au-travers bien évidemment de leur concentration, mais aussi de leurs propriétés chimiques (e.g. structure moléculaire, log Kow) ou encore de leur spéciation. Nombre d'exemples reportés plus haut dans le présent chapitre en sont autant d'illustrations. Enfin la quatrième et dernière catégorie, comme reporté par Knauer (2017), renvoie directement aux organismes. Il s'agit ici de considérer entre autres la biologie des vertébrés aquatiques, en considérant les traits morphologiques et phénologiques des espèces, la richesse en lipides de leurs tissus, leur régime alimentaire ainsi que leur façon de s'alimenter, sans oublier les caractéristiques de leur habitat. Il a par exemple été montré que des poissons planctonivores sont plus enclins à concentrer l'arsenic que des poissons omnivores ou piscivores (USEPA 1999, cité par Kumari *et al*. 2017). Les relations intra- et interspécifiques peuvent moduler la sensibilité des espèces aux PPP. Ainsi, dans une étude réalisée en mésocosme, il a pu être observé que si la survie post-métamorphose de crapauds (*Bufo americanus*) exposés à l'insecticide carbaryl était diminuée en l'absence d'interaction inter-spécifique, cette même survie était augmentée lorsque les crapauds se trouvaient en présence de grenouilles léopards (*Rana pipiens*) au cours de l'exposition à l'insecticide (Distel et Boone, 2010).

Par ailleurs, des différences génétiques entre populations peuvent être sources de réponses variées à des expositions à des PPP. Cela doit nous interroger sur les résultats d'essais portés sur différentes souches de vertébrés aquatiques standardisés (e.g. *Danio rerio*).

4.5. Etudes de cas

4.5.1. Le glyphosate

La consultation de la base de données *E-phy* de l'ANSES révèle l'existence de plusieurs centaines de PPP contenant la substance active glyphosate. Chimiquement, le glyphosate est un herbicide de la famille des acides aminés. Cette molécule de synthèse fut produite pour la première fois dans les années 1950. Inspirée de la glycine (acide aminé naturel), le glyphosate présente un groupement supplémentaire phosphoré (de type phosphonate). Le terme glyphosate est donc une contraction du mot « glycine » et « phosphonate » (Annett *et al.*, 2014). Huit variants chimiques de la substance sont en effet recencés (glyphosate sel monosodium, glyphosate sel de diméthylamine, glyphosate sel d'ammonium, glyphosate trimesium, glyphosate sel de potassium, glyphosate, glyphosate sel de diammonium, glyphosate sel d'isopropylamine). Les données issues des tests requis dans le cadre des procédures réglementaires d'autorisations de mise sur le marché du glyphosate et des produits présents dans les formulations disponibles. Son mode d'action herbicide est lié à une inhibition de la synthèse d'acides aminés aromatiques (phénylalanine, tyrosine, tryptophane) synthétisés uniquement par les plantes.

La toxicité varie selon les constituants associés au glyphosate, ce qui pose problème lorsqu'on souhaite se référer à des valeurs de toxicité, ces dernières variant selon la formulation concernée par les études. Le surfactant le plus utilisé est le POEA (polyethoxylated amines), particulièrement toxique. C'est un herbicide non approuvé pour une utilisation en milieu aquatique, milieu dans lequel on le retrouve toutefois en lien avec différents processus (comme lessivage, pulvérisation). Il est important d'attirer l'attention sur deux points : le premier porte sur l'importance de considérer tout aussi bien la molécule mère que ses nombreux métabolites dans le cadre d'études d'effets toxiques ; le second point relève de la difficulté à doser ces substances, en raison de la complexité des méthodes analytiques que cela nécessite. Le glyphosate provoque une inhibition de la synthèse d'acide aminé aromatique *via* l'inhibition d'une enzyme, la 5-enolpyruvylshikimic acid-3-phosphate synthase (EPSPS) chez les organismes photosynthétiques. Chez les organismes aquatiques, le stress oxydatif est probablement un des mécanismes toxiques (Annett *et al.*, 2014). Il n'y a pas de bioaccumulation attendue pour le glyphosate (faible log Kow, de -4,59 à -1,70), selon Annett *et al.* (2014). Cependant un potentiel de bioaccumulation du glyphosate a été observé dans les tissus de *Cyprinus carpio* et d'*Oreochromis mossambicus* exposés à des concentrations environnementales. Donc on peut faire l'hypothèse de contamination de la chaîne trophique probable. Globalement, Annett *et al.* (2014) soulignent un manque de connaissances quant au transfert du glyphosate de l'environnement vers les organismes aquatiques (poissons, amphibiens) et les concentrations tissulaires du glyphosate, des surfactants et des métabolites. Ces mêmes auteurs ont montré que le glyphosate peut entrainer des modifications physiologiques (augmentation de l'hématocrite après 96 h d'exposition à 5 mg/L chez *Prochilodus lineatus*). A des concentrations inférieures (0,5 mg/l de Round-up), des atteintes hépatiques sont reportées chez les poissons, avec en conséquence des altérations de l'activité enzymatique (p. ex. pour la glutathione S-transferase chez *P. lineatus*). Chez *O. niloticus*, des expositions sublétales de glyphosate (concentrations entre 2,4 mg/L et 7,2 mg/L) durant trois mois provoquent des atteintes branchiales, hépatiques et rénales (Annett *et al.*, 2014). Des inhibitions de l'AChE chez des poissons et des amphibiens exposés à du glyphosate ont aussi été reportés par ces auteurs. Plus en détail, une inhibition de l'AChE dans le cerveau de *Leporinus obtusidens* se présente suite à des expositions de glyphosate durant 96 h à 0,5 mg/L. Chez *Prochilodus lineatus*, il est observé une inhibition de l'AChE dans le muscle après 24 heures d'exposition et dans le cerveau après 96 heures d'exposition à des hautes concentrations de Roundup (10 mg/L). Il est utile de noter qu'avec d'autres formulations de Roundup, ces réponses peuvent apparaitre à des concentrations plus faibles (1 mg/L). Ces mêmes réponses (inhibition de l'AChE) sont enregistrées chez des têtards de *Rhinella arenarum* exposés à différentes formulations de glyphosate durant 48 heures. S'il est avéré que le glyphosate a une action sur le métabolisme énergétique des poissons, il a aussi été démontré qu'une exposition à cet herbicide peut affecter la relation poissons – parasites, soit en rendant les poissons plus vulnérables aux attaques parasitaires, soit au contraire en diminuant les capacités d'infestation de vers parasites (Annett *et al.*, 2014). Un retard dans la métamorphose et des cas de létalité chez des amphibiens exposés au glyphosate ont aussi été reportés (Annett *et al.*, 2014 ; Thambirajah *et al.*, 2019). Au niveau génotoxicité, un premier constat est que peu d'études concernant le glyphosate ont porté sur ce type d'effet chez les organismes aquatiques.

Dans le travail de synthèse d'Annett *et al.* (2014), il est seulement reporté quelques résultats ci-après énoncés. Chez *Anguilla anguilla*, des cassures de l'ADN s'observent après 24 heures d'exposition à 58 et 116 µg/L de glyphosate. Chez *Prochilodus lineatus*, une atteinte de l'intégrité de l'ADN est observée après seulement 6 heures d'exposition à des coEncentrations au-delà de 10 mg/L. Il est observé en parallèle une tendance à une augmentation d'anormalités au niveau des noyaux des érythrocytes (erythrocytic nuclear abnormality = ENA) après 3 jours d'exposition. Une augmentation de la fréquence des micronucléi et des dommages au niveau de l'ADN dans les érythrocytes périphériques ont aussi été observés chez *Carassius auratus* et *Corydoras paleatus* exposés à du Roundup. Des réponses génotoxiques sont aussi reportées pour des vertébrés aquatiques autres que les poissons. Ainsi chez les caïmans (*Caiman latirostris*), une exposition dans l'œuf entraine une augmentation dans la production de micronucléi et des cassures double brin après application directe de 500 µg/L de glyphosate. Les dommages au niveau de l'ADN varient selon les concentrations et la durée d'exposition, sachant que les dommages ADN liés au stress oxydant constituent les premières réponses génotoxiques après 3 jours d'exposition. Dans la synthèse d'Annett *et al.* (2014), il est reporté que le glyphosate provoque un stress oxydatif chez les larves d'amphibiens et chez les poissons, des réponses qui varient selon les espèces, la durée et l'ampleur de l'exposition. Les effets d'exposition à du glyphosate chez les poissons peuvent être transitoires ou pérennes selon la sensibilité des espèces au stress oxydatif. A titre d'illustration, une diminution de l'activité de la GST est enregistrée chez le poisson chat *Rhamadia quelen* exposés durant 8 jours à des concentrations de glyphosate allant jusqu'à 0,95 mg/L. Un même type de réponse est enregistré pour des larves d'amphibiens exposés au glyphosate. Chez *Carassius auratus*, une exposition durant 96 h à des concentrations élevées de glyphosate (2,5 à 20 mg/L) provoque une inhibition de la SOD dans de multiples tissus ainsi qu'une diminution de l'activité de la GST dans le foie et une augmentation de la CAT aux plus petites concentrations testées. Enfin, la réponse immunitaire de poissons est perturbée suite à des expositions au glyphosate. Cela a été par exemple décrit chez *Rhamadia quelen* exposé à 0,73 mg/L de glyphosate pure (Annett *et al.*, 2014).

4.5.2. Les nanopesticides

Même si les impacts de nombreux pesticides ont été évalués ces dernières années, conduisant parfois à des interdictions d'utilisation (exemples récents des néonicotinoïdes), l'apparition de nouveaux composés ou des "nano" pesticides peuvent conduire à de nouveaux effets et donc de nouvelles toxicités (Pino-Otin *et al.*, 2019). Depuis quelques années, on constate l'apparition de nouvelles formulations sous forme de nanopesticides. L'idée est ici d'améliorer l'application et augmenter l'efficacité des composés en réalisant un épandage des molécules actives sous forme nanométrique, en diminuant également les concentrations utilisées lors des traitements. Les premiers résultats montrent que ces formulations nano permettent une amélioration en termes de stabilité lors de la dispersion, de mieux contrôler la libération des composés, et un meilleur contrôle pendant l'application aux champs (Cano Robles et Mendoza Cantú, 2017). Ces molécules représentent donc potentiellement l'avenir des formulations de PPP. Dans ce contexte, une étude récente montre qu'un pesticide sous forme nanométrique présente une efficacité supérieure de 20 à 30% par rapport à la même molécule sous sa forme conventionnelle actuelle (Kah *et al.*, 2018). La revue de Grillo *et al.* (2021) reporte que plusieurs exemples de nanopesticides ont été décrits dans la littérature et concernent tous types de composés (herbicides, insecticides, fongicides, nématicides) (Figure 11-3). Cependant, ils soulignent que la définition actuelle de ce qu'est un nanopesticide est encore ambigüe et que de plus, leurs effets écotoxicologiques sont encore largement inconnus.

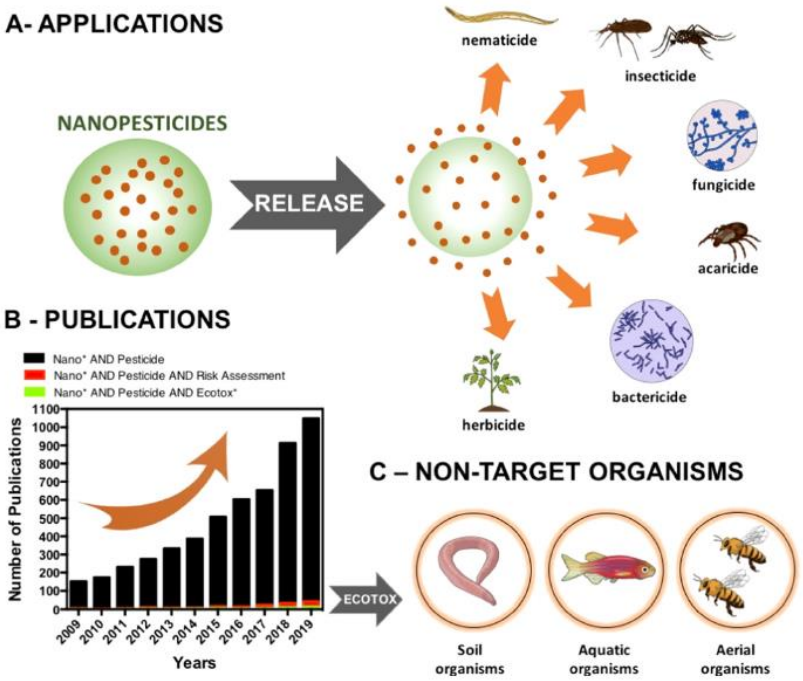


Figure 11-3. Description des applications potentielles des nanopesticides (**A**), du nombre de publications récentes associées à ces technologies (**B**) et des potentiels organismes non cibles (**C**). D'après Grillo *et al.* (Grillo *et al.*, 2021).

Les nanopesticides peuvent se présenter sous trois formes différents ; (i) la molécule active est une nanoparticule, (ii) la molécule active est encapsulée dans des liposomes ou dans une émulsion ou enfin (iii) un mélange des deux formes précédentes (Pestovsky et Martinez-Antonio, 2017). On retrouve parmi eux des nanoparticules métalliques (cuivre, argent), des nanoparticules d'oxydes métalliques (oxyde de cuivre, de zinc, de titane par exemple), mais aussi des molécules actives de PPP conventionnels (nanopesticides d'atrazine, de paraquat, de simazine). La majorité des études menées chez les poissons semblent indiquer que la toxicité des nanopesticides est plus faible que celle des pesticides conventionnels (Andrade *et al.*, 2019; Blewett *et al.*, 2019 ; Mishra *et al.*, 2019). Ainsi par exemple, la bifenthrine sous forme nanoparticulaire a une LC_{50} de 11,2 µg/L alors que la formule classique a une LC_{50} de 6,2 µg/L après 96 h d'exposition chez la truite arc-en-ciel (Blewett *et al.*, 2019). Chez *Channa punctatus,* la cyperméthrine provoque des dommages au niveau du foie, beaucoup plus importants que sa forme nanopesticide. Cependant, la bibliographie indique que quelques exceptions existent et que certaines formulations peuvent avoir des effets plus importants. C'est le cas du nanopesticide de l'azoxystrobine qui chez le poisson zèbre se montre plus toxique que la molécule mère sur les jeunes stades de développement entre 20 et 120 heures post fécondation (Zhang *et al.*, 2020b).

Chez les amphibiens, le constat est le même que pour les poissons : les nanoformulations se montrent le plus souvent moins toxiques que les molécules conventionnelles (de Oliveira *et al.*, 2016). Cependant, des effets différents peuvent aussi être décrits. Par exemple, chez la grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*) une exposition à la pyréthrine provoque une augmentation des leucocytes avec la forme classique, mais une augmentation du nombre des érythrocytes et une altération de la division cellulaire avec la formulation nanométrique (Dam, 2013 ; Oliveira *et al.*, 2019). Ces résultats montrent que, même s'ils semblent être globalement moins toxiques pour les vertébrés aquatiques, les nanopesticides peuvent avoir des effets néfastes chez ces derniers. Certaines publications décrivent aussi des effets contradictoires. Ceci montre le besoin de nouvelles études sur ces nouvelles technologies concernant surtout la potentielle modification de la toxicité de ces nanopesticides dans l'environnement, leur dynamique de dispersion, leur dégradation par les microorganismes ou encore les effets sur les espèces non cibles. En effet, il est décrit qu'on ne peut pas systématiquement attribuer les effets d'une molécule PPP à sa formulation nano, ceux-ci pouvant être très différents en fonction des espèces testées. La réglementation Européenne, même si elle applique aux nanopesticides le même principe que les formulations classiques concernant les potentiels effets sur les organismes aquatiques, n'inclut pas encore des

tests spécifiques à ces molécules permettant de faire une bonne évaluation de leurs risques environnementaux. Dans ce contexte, ces futurs tests devraient inclure des expositions sur le long terme au regard de la plus grande persistance de ces nanopesticides dans l'environnement.

En conclusion de cette partie, rapportons que nombre d'auteurs (e.g. Venturino *et al.*, 2003; Orton et Tyler, 2015 ; Pinelli *et al.*, 2019) suggèrent que la pollution des milieux peut faire partie des facteurs contribuant au déclin des populations de vertébrés aquatiques et notamment les amphibiens. Ces études révèlent de possibles corrélations entre les pratiques, les usages de PPP et des atteintes sur les populations de vertébrés aquatiques. Malgré tout, les liens directs de cause à effet demeurent à ce jour peu nombreux voire inexistants, un constat valable pour les autres composantes animales de la biodiversité. Par ailleurs, selon certains auteurs (Ito *et al.*, 2020 ; Xie *et al.*, 2021), la seule composante pesticide ne peut expliquer à elle seule l'érosion de la biodiversité des vertébrés aquatiques ou tout du moins les modifications observées à l'échelle des populations concernées. Ces considérations nous rappellent aussi, s'il en était besoin, la complexité des paramètres et de leurs interactions à prendre en compte entre PPP, environnement et organismes de façon à produire des données fiables pour une évaluation prédictive des risques. Knauer *et al.* (2017) militent pour un effort de recherche vers le développement de modèles, probablement plus complexes mais aussi plus réalistes, dénonçant une sous-estimation des risques avec les modèles actuellement disponibles (e.g. *European Focus Model*).

5. Spécificités ultramarines

Les territoires ultramarins regroupent des régions très contrastées en termes de qualité d'environnement, de richesse spécifique et bien entendu de climat. En effet, on retrouve beaucoup de ces territoires dans les zones tropicales du globe mais aussi au niveau des régions polaires. Cette différence peut avoir une incidence directe sur la toxicité des contaminants tels que les PPP, des températures élevées pouvant conduire à un changement de la biodisponibilité de ces molécules et par conséquent du niveau de leur bioaccumulation le long des chaînes trophiques. Ceci conduit *in fine* à une modification de leur niveau d'effets sur le biote. Les régions ultramarines sont aussi le siège d'une utilisation spécifique de certains pesticides notamment pour lutter contre les ravageurs de certaines cultures exotiques (par exemple ananas, banane). Dans cette partie, nous verrons quelles sont ces molécules et quels sont leurs effets décrits dans la littérature en différenciant ceux décrits en région tropicale de ceux donnés en régions polaires.

5.1. Spécificités des PPP en régions tropicales

5.1.1. La chlordécone

La chlordécone est l'exemple emblématique d'un composé majoritairement utilisé au niveau des régions tropicales. Cet insecticide organochloré a été principalement utilisé pour lutter contre le charançon noir du bananier (*Cosmopolites sordidus*). La larve de ce coléoptère creuse des galeries dans le tronc et le bulbe des plants de bananier conduisant à la destruction de ces derniers. La chlordécone (parfois commercialisée sous le nom de Képone) a été à l'origine produite par les Etats Unis où son utilisation a été interdite dès 1976. Cependant, son utilisation a perduré au-delà de cette date pour traiter les cultures bananières en Amérique du sud, aux caraïbes et surtout aux Antilles Françaises (Yang *et al.*, 2020). En effet, l'importante utilisation de ce composé entre les années 1972 et 1993, date de son interdiction, a conduit à une contamination du milieu en Guadeloupe et en Martinique (Boucher *et al.*, 2013). La chlordécone est très hydrophobe (log K_{OW}= 4,5 à 5,4), donc très lipophile et extrêmement persistante dans l'environnement. La stabilité de ce composé, dans les sédiments, les sols, est encore mal connue mais tout de même estimée à plusieurs siècles (Salvat *et al.*, 2012). La saisonnalité, le réseau trophique, la taille des individus et leurs teneurs en lipides ont été démontrés comme pouvant influencer la concentration de la chlordécone dans le biote (Coat *et al.*, 2011). Ainsi, on estime que les organismes vivant dans

les cours d'eau à proximité des surfaces agricoles accumulent la chlordécone par voie directe, mais que la voie principale d'entrée de ce composé dans les organismes aquatiques marins se fait *via* le transfert trophique. La chlordécone est capable de se bioamplifier le long des chaînes trophiques notamment au niveau des réseaux trophiques récifaux (Dromard *et al.*, 2016 ; 2018). Son facteur de bioconcentration chez le poisson à tête de boule (*Pimephales promelas*) est de 16 600 et sa LC_{50} chez cette espèce est de 69,5 µg/L mais est de 414 µg/L chez la lamproie de mer (Bocquene et Franco, 2005). Aux Antilles, on estime que toute la chaîne trophique est contaminée et une interdiction de pêche et de consommation de poissons a été prise en 2005 sur de nombreux sites de Guadeloupe. La concentration retrouvée chez certaines espèces de poissons est largement au-dessus de la norme française de consommation de 20 µg/Kg poids humide. À titre d'exemple, des concentrations moyennes de 219 µg/Kg et 386 µg/Kg dans les poissons ont été reportées respectivement pour la Guadeloupe et la Martinique (Coat *et al.*, 2011).

De ce fait, le risque potentiel lié à ce composé a été très étudié chez l'homme lors d'études épidémiologiques mais aussi en écotoxicologie afin de déterminer ses effets sur les organismes non cibles (Devault *et al.*, 2018). Concernant les organismes aquatiques, la majorité de la bibliographie disponible décrivant les effets de la chlordécone ont été obtenus lors d'expérimentations en conditions contrôlées. Cette molécule est capable de se fixer sur les récepteurs aux œstrogènes (ERα et ERβ), mais aussi au récepteur aux androgènes (AR) et à l'aromatase (CYP19A1) chez des vairons (*Gobiocypris rarus*) exposés, dès le stade embryon et jusqu'à leur maturité sexuelle, à des concentrations de 0,01 ; 0,1 ; 1 et 10 µg/L de chlordécone (Yang *et al.*, 2016). Chez les femelles adultes, une diminution de l'indice gonadosomatique est mise en évidence avec la plus forte dose. De même, une analyse histologique des gonades montre la présence de nombreux ovocytes immatures ou atrésiques. Ces effets ont également été corrélés à une augmentation du niveau d'expression de nombreux gènes impliqués dans la voie de synthèse des œstrogènes (*erα, erβ, vtg, cyp19a1, cyp17a1, cyp11a1*). Les auteurs suggèrent que ces résultats, également décrits chez d'autres espèces comme le vairon à tête de boule, le danio, le médaka japonais ou le poisson-chat, démontrent les effets de perturbateur endocrinien de la chlordécone. Ceux-ci conduisent à une perturbation des capacités de reproduction avec notamment une réduction de la production d'ovocytes par les femelles.

Des études récentes menées avec la même approche expérimentale par le groupe de Yang (2020) démontrent aussi un effet de la chlordécone sur l'axe hypothalamus-hypohyso-thyroïdien (HPT). Les résultats indiquent une diminution du taux d'éclosion 72 heures post fécondation (hpf) et une augmentation du nombre de malformations 120 hpf après exposition à 10 µg/L. Chez les adultes la masse et la longueur des individus étaient significativement réduites pour les concentrations de 0,01 et 0,1 µg/L et l'indice hépatosomatique a été plus faible après exposition à 1 et 10 µg/L. Une analyse transcriptomique met en évidence au niveau du cerveau une surexpression des gènes *trhr* (récepteur de la thyrotropine) et *nis* (transporteur sodium-iode) chez les adultes et ce dès les plus faibles concentrations, de même qu'une augmentation du niveau d'expression de *ttr* (transthyretine), *trα* (récepteur à l'hormone thyroïdienne), *dio1* et *dio2* (Déiodinases) au niveau du foie. La dérégulation de ces gènes impliqués dans l'axe HPT suggère un potentiel effet de perturbateur thyroïdien de la chlordécone chez le vairon lors d'exposition sur le long terme de ce composé. Les auteurs décrivent que cet effet peut être lié à la capacité de la chlordécone à se lier au récepteur aux œstrogènes (ER).

La chlordécone n'est malheureusement pas retrouvée que dans les écosystèmes aquatiques des Antilles. En effet, des études montrent que les poissons récifaux prélevés en Polynésie ou en Nouvelle-Calédonie sont également contaminés par ce composé (Salvat *et al.*, 2012 ; Morrison *et al.*, 2013 ; Fey *et al.*, 2019). Ce résultat est assez surprenant vu que la Chlordécone n'a officiellement pas ou très peu été utilisée dans ces territoires ultramarins. D'ailleurs, les quantités bioaccumulées restent faibles et très en-dessous des limites de consommation. Les auteurs notent toutefois que les concentrations les plus élevées ne sont pas forcément retrouvées au plus près des sites d'épandage, suggérant un transport de la molécule par les courants.

5.1.2. Le lindane et ses dérivés

Le Lindane (Hexachlorocyclohexane (γ HCH) est un insecticide organochloré qui a été également utilisé aux Antilles dans la lutte contre le charançon du bananier. Ce composé, ainsi que ses dérivés tel que le βHCH sont encore retrouvés dans les poissons de cette région malgré son interdiction en 1998. Ainsi Coat *et al.* (2011) reportent des valeurs de bioaccumulation de 219 µg/Kg chez les poissons d'eau douce en Guadeloupe. Les auteurs montrent aussi que la diffusion passive est la voie d'exposition principale en eau douce et que la teneur en lipide des poissons est le paramètre le plus important pour leur capacité de bioaccumulation de ce composé. Dans des organismes marins situés en haut de la chaîne trophique comme le thon, on retrouve également des teneurs en lindane non négligeables de même que celles d'autres pesticides organochlorés tels que le DDT, l'aldrine, l'endosulfan. Une étude de Munschy *et al.* (2020) rapportent que les 4 espèces principales de thon retrouvées dans l'océan Indien proche de la Réunion, des Seychelles et du Mozambique présentent des teneurs moyennes en DDT de 112 pg/g et de 10,1 pg/g de lindane. Le lindane est décrit comme un perturbateur endocrinien et un composé neurotoxique capable d'interférer avec le récepteur GABA et ainsi perturber la transmission de l'influx nerveux. Pesce *et al.* (2008) ont étudié la toxicité du lindane chez deux espèces de poissons d'eau douce : *Jenynsia multidentata* et *Corydoras paleatus*. La LC_{50} de ce composé est assez élévée avoisinant les 100 mg/L pour les deux espèces. Chez les poissons, il provoque de l'anémie, l'inhibition de l'activité ATPase et des altérations des fonctions nerveuses. Des analyses histopathologiques ont également démontré que ce composé et ses isomères sont hépatotoxiques et qu'ils provoquent une hyperplasie épithéliale au niveau des branchies

5.1.3. Autres pesticides

Les PPP peuvent être transportés par voie atmosphérique ou le long des courants marins très loin de leurs sites d'utilisation. Ils ne sont donc pas spécifiques de ces régions, mais nombre d'entre eux a été retrouvé dans des poissons tropicaux. C'est le cas par exemple de l'aldicarbe qui est un insecticide de la famille des carbamates dont l'utilisation a été interdite en 2013. Ce pesticide est hautement toxique, cependant ses deux métabolites ne s'accumulent pas dans les chaînes trophiques. La LC50 pour de nombreux poissons est située entre 80 et 600 µg/L, mais la LOEC chez le tête de boule est de 4,5 µg/L (Bocquene et Franco, 2005). Ce composé est un inhibiteur de l'acétylcholinestérase et est donc neurotoxique. La salinité est un facteur aggravant de sa toxicité. Les auteurs indiquent que cela est surement dû à une plus grande absorption de ce composé en milieu marin et une plus grande production de métabolites sulfoxides. Enfin d'autres composés comme des triazines, du DDT, de l'ensosulfan, de l'heptachlore ou du glyphosate ont été détectés dans des poissons marins ou d'eaux douces tropicales mais aucune différence significative d'action n'a été mise en évidence (Dirtu *et al.*, 2016 ; Fey *et al.*, 2019).

5.2. Spécificités des PPP en régions polaires

La grande majorité des publications concernant les effets des contaminants dans les régions polaires concernent l'impact engendré par le mercure. La bibliographie est plus faible concernant les effets des pesticides et on ne peut pas parler d'effets spécifiques à ces écosystèmes. Les pesticides n'ont jamais été utilisés dans les régions polaires, pourtant certains composés comme le DDT et ses métabolites y sont détectés depuis le début des années 1960 (Sladen *et al.*, 1966). Le DDT est un pesticide ayant une activité de perturbateur endocrinien (McKinlay *et al.*, 2008). Depuis cette époque beaucoup d'autres PPP ont été mis en évidence au niveau de ces régions comme du HCB, du HCH, de l'aldrine, de la dieldrine, du chlorane, de l'endrine ou de l'heptachlore (UNEP Chemicals, 2002). La contamination de l'Arctique et de l'Antarctique se fait *via* les courants marins, mais surtout par du transport atmosphérique et la majorité des PPP sont ainsi retrouvés dans la glace ou la neige, mais également tout au long des chaînes trophiques (Brown *et al.*, 2018). Ainsi, il est estimé que les mammifères marins et les oiseaux piscivores de ces régions, qui sont situés en haut des chaînes trophiques, se contaminent *via* la respiration, par contact cutané et par l'alimentation.

Chez les oiseaux, les espèces de la famille des labbes (espèces du genre *Stercorarius*) se nourrissant de poissons sont ceux qui accumulent le plus de POP (Kunisue *et al.*, 2002). Le DDT a été associé chez ces espèces de vertébrés à une hyperplasie de la thyroïde, un changement du taux de stéroïdes dans le plasma, une diminution du poids du cerveau, une modification du comportement. Blus (1995) indique également que ce composé est responsable d'une diminution de la capacité de reproduction des oiseaux marins due à une diminution de l'épaisseur de la coquille des œufs. Cette diminution d'épaisseur peut par ailleurs être variable d'une espèce à une autre. Ceci serait provoqué par une diminution de l'absorption du calcium par la glande coquillière et une interférence avec la synthèse des prostaglandines. Plus récemment, d'autres effets sur la reproduction comme une croissance réduite, des atteintes histologiques au niveau des testicules ou des ovaires ont également été rapportés (ATSDR, 2002). Enfin Barron (2002) remarque une relation entre contamination au DDT et effet sur le système nerveux central. Cela se traduit chez les oiseaux par une diminution de l'agressivité, une diminution de la surveillance et de la défense des poussins.

Chez les mammifères marins la toxicité du DDT a été identifiée dès les années 1970. En effet de grandes quantités de ce composé sont retrouvées dans la graisse de ces organismes. Ainsi des effets sur le système immunitaire, la reproduction et le système nerveux central ont été mis en évidence chez les pinnipèdes (DeLong *et al.*, 1973). Depuis cette date, de nombreuses études ont suggéré un possible rôle toxique des pesticides organochlorés (Hellou *et al.*, 2013). Cependant, la majorité des auteurs indiquent qu'il est difficile d'associer des effets à seulement un groupe de contaminants (De Guise *et al.*, 1995). Les épaulards (*Orcinus orca*) de Colombie Britannique sont parmi les mammifères marins les plus contaminés au monde par certains PPP tels les polluants organiques persistants. Chez ces animaux, de nombreuses indications d'effets touchant le système immunitaire, la reproduction ou de développement ont été mises en évidence (Ross, 2006) La présence de DDT et de PCB en grande quantité dans les graisses des belugas du fleuve Saint Laurent a été associée au fait que cette population est immunodéprimée, possède un faible taux de reproduction, présente de nombreuses lésions au niveau tissulaire ainsi qu'une activité CYP1A élevée dans ses organes (Lebeuf, 2009).

Contrairement à la plupart des autres pesticides organochlorés détectés dans la faune polaire, les émissions (primaires et secondaires) et les rejets d'hexachlorobenzène continuent (Hung *et al.*, 2016). Les niveaux de HCB retrouvés dans le foie d'aiglefins (*M. aeglefinus*) et de morues (*G. morhua*) de la Mer de Barents montrent la plus faible diminution avec le temps parmi tous les autres contaminants chlorés recherchés (Boitsov *et al.*, 2019). La stabilité de cette contamination provient de la sous-production de ce composé en tant qu'impureté, lors de la fabrication d'autres substances chlorées telles que les fongicides Chlorothalonil et Quintozène (Barber *et al.*, 2005). Ainsi, par la persistance de leurs usages dans certains pays malgré leurs risques écotoxiques connus ou par la persistance de leurs productions volontaires ou involontaires, les études permettant de mieux cerner les effets des pesticides organochlorés sur les vertébrés aquatiques des milieux polaires doivent être poursuivies.

6. Répercussions des effets sur les fonctions écologiques et les services écosystémiques rendus par les vertébrés aquatiques

Comme nous venons de le traiter dans les précédentes parties, la littérature scientifique, s'agissant de la relation PPP – vertébrés aquatiques, fournit des informations essentiellement à l'échelle infra-individuelle ou des individus, en prenant en compte nombre d'effets, qu'ils soient directs ou non. A des échelles supérieures (population, communauté), les informations sont rares. Quant à relier les effets de PPP à des fonctions écologiques pour traiter des services écosystémiques, ce domaine reste encore à investir. Aussi la littérature scientifique à ce jour disponible ne nous permet pas de préciser les répercussions des effets des PPP sur les fonctions écologiques et les services écosystémiques rendus par les vertébrés aquatiques.

7. Conclusions

7.1. Analyse critique de la bibliographie disponible : limites, manques.

Les vertébrés aquatiques sont largement impactés par les produits phytopharmaceutiques, chaque substance pouvant entrainer une multitude d'effets néfastes variables selon les espèces (voir par exemple la synthèse de Ullah *et al.* (2018) sur la cyperméthrine ; figure 11-4).

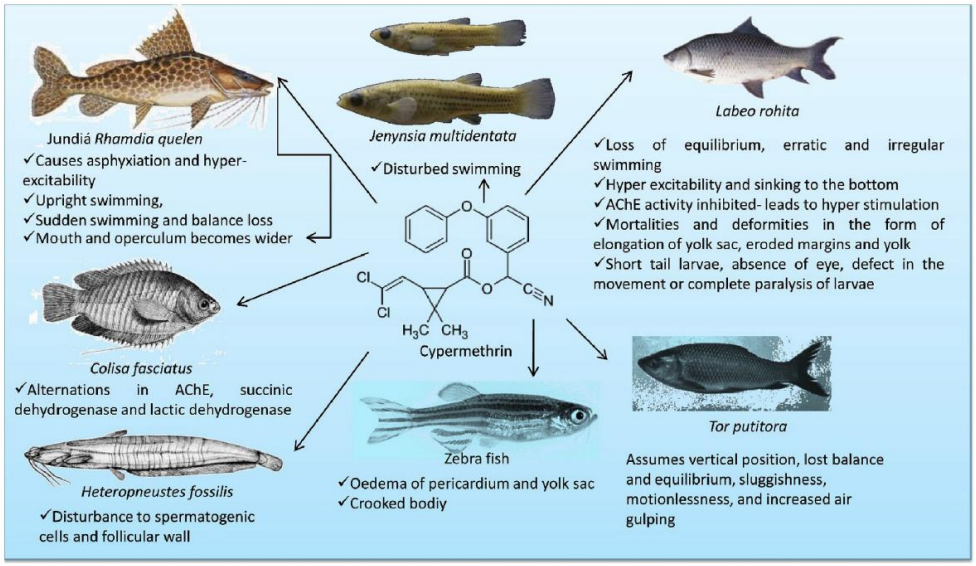


Figure 11-4. Diversité des effets de la cyperméthrine sur différentes espèces de poissons. (d'après Ullah *et al.*, 2018).

En termes d'effets, des points communs ressortent et notamment l'induction par les PPP de stress oxydant et ce, quelles que soient les molécules et éléments métalliques (Yang *et al.*, 2020). Ce type de manifestation toxicologique n'est d'ailleurs pas le propre des PPP. Les effets concernent très majoritairement des études portant sur les substances actives associées à quelques-uns de leurs métabolites. Les effets des préparations complètes sont peu investigués. Les observations menées à l'échelle sub-individuelles mettent donc en évidence des mécanismes d'actions communs des PPP avec la grande majorité des autres xénobiotiques (stress oxydant, inflammation, sénescence). Des mécanismes d'actions plus spécifiques ont également pu être détectés notamment concernant le risque perturbateur endocrinien. Ce risque cible largement la fonction de reproduction ce qui est logique compte tenu de son importance écologique. Cependant, une attention devrait être portée sur les autres rôles du système neuroendocrinien. Les conséquences de ces perturbations sub-individuelles sur les populations de vertébrés aquatiques concernées ne sont pas connues et représentent une limite importante pour le groupe des vertébrés aquatiques au regard de leur importance dans les écosystèmes. Les réponses de biomarqueurs d'état des fonctions vitales des vertébrés, pour la grande majorité d'entre elles, ne sont quasiment jamais complétées par des observations à des échelons supérieurs : (i) l'organisme, en utilisant des marqueurs intégrateurs (pour exemple : métabolisme énergétique et comportement de nage, immunité et challenges bactériens ou viraux, marqueurs de reprotoxicité et capacité de reproduction…), (ii) la poupulation ou (iii) la communauté. Quoi qu'il en soit, les effets des pesticides sur la faune aquatique semblent d'autant plus forts que leurs usages sont proches des milieux aquatiques. Un des cas extrêmes en la matière est l'usage des pesticides en riziculture (Kanawi *et al.*, 2016).

Tous les groupes de vertébrés aquatiques ne sont pas renseignés à la même hauteur quant aux effets d'exposition de PPP sur différentes fonctions biologiques. Force est de constater que les poissons dominent largement la littérature scientifique. Le groupe des Téléostéens demeure le taxon le plus étudié. Peu d'études s'intéressent aux effets des PPP sur les oiseaux et mammifères marins. Celles qui existent concernent le plus souvent les composés

organochlorés. Elles demeurent indispensables notamment en mettant en avant l'utilisation de méthodologies nouvelles pour l'évaluation des effets de cette catégorie de pesticides sur cette faune. Malgré tout, les effets des PPP sur les oiseaux et mammifères marins des milieux littoraux tempérés sont particulièrement peu voire pas renseignés. Il en va de même des mammifères vivant dans les écosystèmes d'eau douce (18 espèces en région paléarctique, (Veron *et al.*, 2008). De même, Il y a un réel consensus concernant un manque de données pour les amphibiens (Peltzer *et al.*, 2008 ; Orton et Tyler, 2015 ; Pinelli *et al.*, 2019).

L'analyse de la bibliographie disponible sur les effets des PPP sur les vertébrés aquatiques montre un énorme déséquilibre entre études sur les organismes d'eaux douces et marins. En effet, les études sur les organismes marins sont beaucoup plus limitées, sûrement par manque d'organismes modèles à étudier dans ces milieux, mais aussi du fait de la complexité à réaliser ces dernières. Nous pouvons souligner également que la quasi-totalité des études sur les effets sont réalisées en laboratoire et très peu *in situ*. Notons également que souvent ces analyses utilisent des valeurs de concentration en contaminants assez éloignées des valeurs environnementales. Cette constatation pose la question de la représentativité de ces études et de leur réelle transposition des effets potentiels dans le milieu naturel. De même, les effets observés concernent très majoritairement des études portant sur les substances actives seules et très peu souvent associées à quelques-uns de leurs métabolites. Ainsi, les effets des préparations complètes sont peu investigués. Pourtant, quelques articles mettent en évidence que les adjuvants présents dans les formulations commerciales sont souvent plus dangereux que les pesticides qu'elles contiennent. De plus, ils peuvent potentiellement engendrer des effets synergiques rendant ces formulations commerciales bien plus problématiques une fois dans l'environnement. Il en va de même des produits de bio-contrôle, dont les effets ne sont pas renseignés pour les vertébrés aquatiques. Enfin, de nombreuses études portent sur des molécules aujourd'hui interdites d'utilisation comme l'atrazine.

Une des stratégies mises en œuvre pour pallier le manque de connaissances des impacts des PPP sur la biodiversité des vertébrés aquatiques, repose sur des études menées en laboratoire dans des systèmes expérimentaux simplifiés. Ainsi, la grande majorité des études que nous avons retrouvées dans la littérature sont issues de cette approche. L'essentiel des études portent sur les poissons et plus particulièrement sur le taxon des Téléostéens. Néanmoins, quelques travaux portant sur les autres vertébrés aquatiques révèlent des effets des pesticides.

7.2. Recommandations pour de futures études

Même si cela est déjà proposé depuis une dizaine d'années force est de constater que notre analyse de la bibliographie récente montre qu'il est important que les études toxicologiques futures soient conduites avec le plus de réalisme possible, notamment en ce qui concerne les doses appliquées (concentrations environnementales), les conditions et les voies d'exposition (p.ex. mélanges de substances, suivis sur des temps longs) et les cibles étudiées, en privilégiant des approches 'espèces et molécules modèles' (minimiser l'expérimentation animale, protéger les populations vulnérables). De même, les futures études devraient porter sur les effets multigénérationnels d'exposition aux produits phytopharmaceutiques, afin de comprendre comment ces substances chimiques influencent les voies moléculaires et la santé des organismes à long terme.

Il parait nécessaire de développer des études permettant de mieux faire le lien entre exposition et effets. Cela pourrait passer par des analyses plus intégratives notamment en mésocosmes afin de se rapprocher au mieux des conditions environnementales et ainsi améliorer la transposition des résultats obtenus avec ce qui peut être observé *in situ*. Toutefois une telle préconisation vise à privilégier des espèces de petite taille, laissant de côté de fait certaines espèces (par exemple, mammifères marins, oiseaux). Cela nécessitera cependant d'associer de nombreuses approches pluridisciplinaires en même temps. L'écotoxicologie est par essence une science multidisciplinaire qui requiert l'utilisation de multiples connaissances et compétences dont tous les laboratoires ne disposent pas forcément. De fait, des liens scientifiques sont à accroître, à améliorer avec les spécialistes de la physiologie, de l'éthologie et de l'écologie des espèces de vertébrés aquatiques. En effet, peu d'études associent effets moléculaires observés à l'échelle de l'individu à leurs répercussions sur de grandes fonctions (croissance, reproduction, comportement...) et à plus large échelle sur les populations. Ces approches en mésocosmes

pourraient également être l'occasion d'avoir une meilleure prise en compte des effets en ne s'intéressant pas seulement à la substance active mais plus généralement à la formulation elle-même. Ceci permettrait une meilleure évaluation de la toxicité associée des adjuvants ou métaux présent dans les formulations et qui sont souvent plus dommageables.

La prise en compte des effets cocktail des produits PPP n'est que peu ou pas renseignée dans la littérature. Une voie possible serait d'utiliser en laboratoire des cocktails de pesticides respectant la proportionnalité des composés déterminés sur le terrain afin d'être au plus près des conditions environnementales. Les améliorations à apporter peuvent également toucher les différents niveaux d'observation biologique. Au niveau *in vitro* et *in vivo*, des outils mathématiques mériteraient d'être utilisés comme les plans factoriels fractionnaires dont l'usage se traduit par un accroissement du nombre de données en limitant le nombre de tests requis. Largement utilisés en toxicologie humaine, ces outils demanderaient à être développés dans un contexte écotoxicologique. Parallèlement à cette méconnaissance des effets des cocktails de substances qui sont présents dans les masses d'eau, leurs interactions avec les composés organiques associés à l'utilisation d'engrais et autres amendements demeurent à ce jour peu étudiés (interactions entre les pesticides et les nitrates/nitrites, les matières organiques) dans la mesure où ces composés se retrouvent dans les mêmes types de milieu et dans les mêmes contextes environnementaux.

Si les analyses des effets de molécules uniques ou bien de mélanges multi-moléculaires restent opportunes afin de mieux comprendre les mécanismes d'action toxiques, leur bien-fondé peut apparaître plus limité en termes d'évaluation des risques écotoxicologiques. L'idée pourrait être de se baser sur la caractérisation de l'état des populations de vertébrés aquatiques dans des milieux soumis à des pressions phytopharmaceutiques plus ou moins marquées. La vision se limitant aux observations des vertébrés aquatiques sont réductionnistes en regard de la complexité constitutive des écosystèmes. Notre analyse montre que la part des études *in situ* par rapport à celles en laboratoire est très faible. Cependant, ce type d'approche est nécessaire à la compréhension des trajectoires suivies par les écosystèmes aquatiques soumis à des pressions anthropiques telles que celles des PPP. Des sites ateliers devraient être identifiés. Certains d'entre eux existent déjà et ciblent par exemple l'étude des transferts des pesticides en viticulture. Ces sites ateliers pourraient permettre de développer des projets d'observations sur le long terme regroupant chimistes, géologues, chercheurs en sciences humaines, biologistes des domaines de l'écologie, de la physiologie animale, biostatisticiens, afin d'obtenir la vision la plus exhaustive possible des effets des PPP sur des temps longs.

Les points communs observés concernant les manifestions pathologiques observées chez les vertébrés aquatiques exposés aux PPP pourraient être dus à la faiblesse des méthodes d'investigation de la physiologie des organismes, à l'absence, pour chacune d'elles, de procédures standardisées de type SOP (procédure opératoire standardisée) mais aussi à une utilisation marquée, répétée et peut-être exagérée de certains biomarqueurs. Le risque est que le choix des biomarqueurs analysés puisse reposer en partie sur la facilité et la capacité des laboratoires à mettre en œuvre les protocoles associés.

Au niveau des milieux pour lesquels l'échantillonnage, l'observation des espèces sont délicats, les PPP ciblés sont très souvent des composés de la famille des pesticides organo-chlorés (Napierska *et al.*, 2009).

Les molécules anciennes demeurent intéressantes à étudier en regard de leur rémanence et de leur toxicité avérée et des nouvelles technologies d'investigation et d'observation du vivant. Les approches omiques voire multi-omiques sont de plus en plus mises en œuvre dans le cadre de l'évaluation des risques écotoxicologiques. Des biomarqueurs d'écotoxicité originaux sont mis en avant comme par exemple, ceux liés au métabolisme des lipides (Olivares-Rubio et Vega-Lopez, 2016). Par ailleurs, il est important de signaler que certaines molécules interdites d'utilisation en Europe (exemple du lindane), demeurent encore utilisées dans d'autres régions du globe où elles contaminent les écosystèmes aquatiques (Yu *et al.*, 2014). C'est aussi le cas en sylviculture, activité pour laquelle les formulations et les substances actives utilisées sont généralement d'anciennes préparations, dont les usages sont parfois interdits ou fortement réglementés. Il faut également signaler que dans la mesure où les végétaux concernés par les traitements phytopharmaceutiques ne sont pas destinés à la consommation humaine, les quantités utilisées par les propriétaires forestiers privés peuvent être particulièrement élevées. L'usage des PPP

en forêts domaniales est quant à lui interdit depuis 2020. Ainsi, en milieux forestiers, les hydrosystèmes et les vertébrés aquatiques qui y vivent devraient être attentivement observés dans un tel contexte.

En-dehors des anciens PPP, il faudrait s'intéresser aux nouvelles molécules mises sur le marché et pour lesquelles peu de données d'écotoxicité sont disponibles. Une récente problématique est apparue concernant l'existence de composés perfluorés ou de nanopersticides dans des préparations phytopharmaceutiques, comme détaillé plus haut dans ce chapitre (cf. section 4.5.2).

Pour approcher les problèmes des facteurs confondants, combiner des approches écotoxicologiques sur le terrain (réalisme environnemental) à des études de laboratoire (contrôle des conditions d'exposition) reste une stratégie pertinente. Cependant, afin d'éviter de refaire des expérimentations identiques, un système de bancarisation des échantillons pourrait être mis en place et être accessible par la communauté (science ouverte). Cette démarche nous semble nécessaire en réponse à une volonté sociétale, mais aussi largement partagée par les acteurs scientifiques, de réduction du recours aux animaux à des fins scientifiques faisant écho à la règle des 3R (Remplacement, Réduction, Raffinement).

De la même façon, les conséquences écotoxiques des interactions entre les facteurs écologiques modulés par le changement global et la contamination des masses d'eau par les PPP sont peu étudiées. Il en est de même pour les effets de cas extrêmes de plus en plus fréquents (inondations, tempêtes, sécheresse).

Enfin, les données acquises ne servent que très rarement pour évaluer l'évolution des écosystèmes. Dans ce sens, les approches de modélisation pourraient être un atout important pour comprendre ces phénomènes. Même si la modélisation commence à être plus utilisée, la pratique montre que certaines données nécessaires au fonctionnement des modèles sont encore manquantes. Cela vient souvent d'un défaut de communication en amont entre expérimentateurs et modélisateurs. Une meilleure interaction entre ces disciplines pourrait permettre une meilleure représentativité des modèles récemment développés et ainsi pouvoir anticiper des scénarios d'évolution des écosystèmes en fonction des possibles évolutions des variables environnementales (comme le réchauffement climatique, l'acidification des océans).

Pour aller au-delà des conclusions possibles à la suite de notre analyse bibliographique, les experts de ce chapitre 11 pensent que d'autres pistes d'amélioration des approches scientifiques pourraient être mises en œuvre afin d'améliorer nos connaissances. La question de la transposition des données acquises sur un couple espèce modèle - PPP est importante dans la mesure où il paraît illusoire de tester toutes les PPP sur toutes les espèces de vertébrés aquatiques. La piste d'utiliser les liens phylogénétiques entre les espèces, proposée il y a quelques années par Guénard *et al*. (2014) mériterait d'être confortée par les données récemment acquises. Une approche phylogénétique élargie pourrait être une piste opportune à mettre en place pour améliorer la biosurveillance des risques liés aux PPP. De même, certains auteurs militent pour le développement de biomarqueurs non destructifs (e.g. Orton et Tyler, 2015) pour étudier des mécanismes toxicologiques tels que les effets de perturbateurs endocriniens et ce notamment lorsque les études portent sur des populations vulnérables. Il serait possible dans certains cas de privilégier des méthodes de prélèvement non invasif ou destructeur comme par exemple le prélèvement de nageoire chez les poissons. Le but étant de simplifier les prélèvements et de pouvoir réaliser des observations sur des temps longs. La simplification des méthodes d'échantillonnage permettrait également de les faire réaliser par des non scientifiques (associations, bénévoles…). L'idée pourrait être d'aller vers un prélèvement très simple sur plusieurs espèces d'un même écosystème (exemple d'une goutte de sang ou d'un prélèvement de mucus) associé à des analyses de pointe comme par exemple la métagénomique. La valeur de n (effectif de l'échantilonage) serait ainsi augmentée car cette valeur est actuellement limitée par les contraintes liées à l'échantillonnage complexe de multiples tissus sur un même individu.

Les données disponibles dans la bibliographie concernent seulement des effets avérés des PPP. En effet, seules les données révélatrices d'effets écotoxiques ont tendance à être publiées. L'absence d'effets est considérée comme un résultat négatif par la majorité des chercheurs et conduit à une autocensure et donc une non publication de ces résultats. Pourtant, l'absence d'effets est tout aussi indicatrice des potentialités toxicologiques des PPP que

la présence d'effets. Il serait donc intéressant que les grandes revues scientifiques permettent ce genre de publication afin d'avoir un panel élargi des potentialités d'effets des PPP.

L'un des freins à des études plus intégratrices chez les vertébrés aquatiques peut être lié à des problèmes d'inadaptation des méthodes analytiques. En effet, selon la méthode de dosage utilisée, les masses d'échantillons requises pour analyser les teneurs en pesticides dans les tissus sont souvent très importantes, contraignant à avoir des analyses sur les organes les plus bioaccumulateurs comme le foie. Il serait opportun de lancer des projets de développement de méthodes d'analyses chimiques basées sur des petits volumes ou masses d'échantillons biologiques. En ce sens, les travaux menés par les sciences criminologiques pourraient être intéressants à étudier dans un tel contexte.

Références bibliographiques

Anderson, J.C.; Dubetz, C.; Palace, V.P., 2015. Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 505: 409-422. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.090

Andrade, d., L. L.; Pereira, A.D.S.; Fraceto, L.F.; Martinez, C.B.D., 2019. Can atrazine loaded nanocapsules reduce the toxic effects of this herbicide on the fish Prochilodus lineatus? A multibiomarker approach. *Science of the Total Environment*, 663: 548-559. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.380

Annett, R.; Habibi, H.R.; Hontela, A., 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34 (5): 458-479. http://dx.doi.org/10.1002/jat.2997

ATSDR, 2002. *Toxicological profile for DDT, DDE and DDD*, 497 p.

Bado-Nilles, A.; Jolly, S.; Lamand, F.; Geffard, A.; Gagnaire, B.; Turies, C.; Porcher, J.M.; Sanchez, W.; Betoulle, S., 2015. Involvement of fish immunomarkers in environmental biomonitoring approach: Urban and agri-viticultural context. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 35-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.021

Bagley, M.; Pilgrim, E.; Knapp, M.; Yoder, C.; Domingo, J.S.; Banerji, A., 2019. High-throughput environmental DNA analysis informs a biological assessment of an urban stream. *Ecological Indicators*, 104: 378-389. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.088

Barber, J.L.; Sweetman, A.J.; van Wijk, D.; Jones, K.C., 2005. Hexachlorobenzene in the global environment: emissions, levels, distribution, trends and processes. *Science of the Total Environment*, 349 (1-3): 1-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.03.014

Barron, M.G., 2002. Environmental contaminants altering behaviour. In: Dell'Omo, G., ed. *Behavioural Ecotoxicology*. West Sussex, UK: John Wiley and Sons (Ecological & Environmental Toxicology Series), 167-186.

Beyer, A.; Matthies, M., 2001. Long-range transport potential of semivolatile organic chemicals in coupled air-water systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 8 (3): 173-9. http://dx.doi.org/10.1007/BF02987382

Blewett, T.A.; Qi, A.A.; Zhang, Y.; Weinrauch, A.M.; Blair, S.D.; Folkerts, E.J.; Sheedy, C.; Nilsson, D.; Goss, G.G., 2019. Toxicity of nanoencapsulated bifenthrin to rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). *Environmental Science: Nano*, 6 (9): 2777-2785. http://dx.doi.org/10.1039/c9en00598f

Blus, L.J., 1995. Organochlorine pesticides. In: Hoffman, D.J.; Rattner, B.A.; Burton, G.A.; Cairns, J., eds. *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Raton, Fla: Jr. Lewis Publishers, Chap. 13, 337-364. http://dx/doi.org/10.1201/9781420032505-18

Bocquene, G.; Franco, A., 2005. Pesticide contamination of the coastline of Martinique. *Marine Pollution Bulletin*, 51 (5-7): 612-619. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.06.026

Boitsov, S.; Grosvik, B.E.; Nesje, G.; Malde, K.; Klungsoyr, J., 2019. Levels and temporal trends of persistent organic pollutants (POPs) in Atlantic cod (Gadus morhua) and haddock (Melanogrammus aeglefinus) from the southern Barents Sea. *Environmental Research*, 172: 89-97. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.02.008

Borcier, E.; Artigaud, S.; Gaillard, J.C.; Armengaud, J.; Charrier, G.; Couteau, J.; Receveur, J.; Ouddane, B.; Diop, M.; Amara, R.; Laroche, J.; Pichereau, V., 2019. Coupling caging and proteomics on the European flounder (Platichthys flesus) to assess the estuarine water quality at micro scale. *Science of the Total Environment*, 695. https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.133760

Borga, K.; Fisk, A.T.; Hoekstra, P.F.; Muir, D.C.G., 2004. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (10): 2367-2385. http://dx.doi.org/10.1897/03-518

Boucher, O.; Simard, M.N.; Muckle, G.; Rouget, F.; Kadhel, P.; Bataille, H.; Chajes, V.; Dallaire, R.; Monfort, C.; Thome, J.P.; Multigner, L.; Cordier, S., 2013. Exposure to an organochlorine pesticide (chlordecone) and development of 18-month-old infants. *Neurotoxicology*, 35: 162-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.neuro.2013.01.007

Brander, S.M.; Gabler, M.K.; Fowler, N.L.; Connon, R.E.; Schlenk, D., 2016. Pyrethroid Pesticides as Endocrine Disruptors: Molecular Mechanisms in Vertebrates with a Focus on Fishes. *Environmental Science & Technology*, 50 (17): 8977-8992. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b02253

Brion, F.; Le Page, Y.; Piccini, B.; Cardoso, O.; Tong, S.K.; Chung, B.C.; Kah, O., 2012. Screening estrogenic activities of chemicals or mixtures in vivo using transgenic (cyp19a1b-GFP) zebrafish embryos. *Plos One*, 7 (5): e36069. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0036069

Brooks, M.L.; Fleishman, E.; Brown, L.R.; Lehman, P.W.; Werner, I.; Scholz, N.; Mitchelmore, C.; Lovvorn, J.R.; Johnson, M.L.; Schlenk, D.; van Drunick, S.; Drever, J.I.; Stoms, D.M.; Parker, A.E.; Dugdale, R., 2012. Life Histories, Salinity Zones, and Sublethal Contributions of Contaminants to Pelagic Fish Declines Illustrated with a Case Study of San Francisco Estuary, California, USA. *Estuaries and Coasts*, 35 (2): 603-621. http://dx/doi.org/10.1007/s12237-011-9459-6

Brown, T.M.; Macdonald, R.W.; Muir, D.C.G.; Letcher, R.J., 2018. The distribution and trends of persistent organic pollutants and mercury in marine mammals from Canada's Eastern Arctic. *Science of the Total Environment*, 618: 500-517. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.052

Brun, P.; Stamieszkin, K.; Visser, A.W.; Licandro, P.; Payne, M.R.; Kiorboe, T., 2019. Climate change has altered zooplankton-fuelled carbon export in the North Atlantic. *Nature Ecology and Evolution*, 3 (3): 416-423. http://dx.doi.org/10.1038/s41559-018-0780-3

Cajaraville, M.P.; Cancio, M.; Ibabe, A.; Orbea, A., 2003. Peroxisome proliferation as a biomarker in environmental pollution assessment. *Microscopy Research and Technique*, 61 (2): 191-202. http://dx.doi.org/10.1002/jemt.10329

Campinho, M.A., 2019. Teleost Metamorphosis: The Role of Thyroid Hormone. *Frontiers in Endocrinology*, 10: 383. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2019.00383

Cano Robles, F.K.; Mendoza Cantú, A., 2017. Nanopesticides, a real breakthrough for agriculture? *Revista Bio Ciencias*, 4 (3): 164-178. http://dx.doi.org/10.15741/revbio.04.03.03

Cao, F.; Zhu, L.; Li, H.; Yu, S.; Wang, C.; Qiu, L., 2016. Reproductive toxicity of azoxystrobin to adult zebrafish (Danio rerio). *Environmental Pollution*, 219: 1109-1121. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.015

Carvan, M.J.; Incardona, J.P.; Rise, M.L., 2008. Meeting the Challenges of Aquatic Vertebrate Ecotoxicology. *Bioscience*, 58 (11): 1015-1025. http://dx.doi.org/10.1641/B581105

Catteau, A.; Bado-Nilles, A.; Beaudouin, R.; Tebby, C.; Joachim, S.; Palluel, O.; Turies, C.; Chretien, N.; Nott, K.; Ronkart, S.; Geffard, A.; Porcher, J.M., 2021. Water quality of the Meuse watershed: Assessment using a multi-biomarker approach with caged three-spined stickleback (Gasterosteus aculeatus L.). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 208: 111407. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111407

Chapman, P.M.; Wang, F., 2001. Assessing sediment contamination in estuaries. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (1): 3-22. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200102

Chevillot, X.; Drouineau, H.; Lambert, P.; Carassou, L.; Sautour, B.; Lobry, J., 2017. Toward a phenological mismatch in estuarine pelagic food web? *Plos One*, 12 (3): e0173752. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0173752

Cloern, J.E.; Abreu, P.C.; Carstensen, J.; Chauvaud, L.; Elmgren, R.; Grall, J.; Greening, H.; Johansson, J.O.; Kahru, M.; Sherwood, E.T.; Xu, J.; Yin, K., 2016. Human activities and climate variability drive fast-paced change across the world's estuarine-coastal ecosystems. *Global Change Biology*, 22 (2): 513-29. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13059

Cloern, J.E.; Hieb, K.A.; Jacobson, T.; Sans, B.; Di Lorenzo, E.; Stacey, M.T.; Largier, J.L.; Meiring, W.; Peterson, W.T.; Powell, T.M.; Winder, M.; Jassby, A.D., 2010. Biological communities in San Francisco Bay track large-scale climate forcing over the North Pacific. *Geophysical Research Letters*, 37 (21): L21602. http://dx.doi.org/10.1029/2010GL044774

Coat, S.; Monti, D.; Legendre, P.; Bouchon, C.; Massat, F.; Lepoint, G., 2011. Organochlorine pollution in tropical rivers (Guadeloupe): Role of ecological factors in food web bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 159 (6): 1692-1701. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.036

Colin, N.; Porte, C.; Fernandes, D.; Barata, C.; Padros, F.; Carrasson, M.; Monroy, M.; Cano-Rocabayera, O.; de Sostoa, A.; Pina, B.; Maceda-Veiga, A., 2016. Ecological relevance of biomarkers in monitoring studies of macro-invertebrates and fish in Mediterranean rivers. *Science of the Total Environment*, 540: 307-23. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.099

Dale, K.; Muller, M.B.; Tairova, Z.; Khan, E.A.; Hatlen, K.; Grung, M.; Yadetie, F.; Lille-Langoy, R.; Blaser, N.; Skaug, H.J.; Lyche, J.L.; Arukwe, A.; Hylland, K.; Karlsen, O.A.; Goksoyr, A., 2019. Contaminant accumulation and biological responses in Atlantic cod (Gadus morhua) caged at a capped waste disposal site in Kollevag, Western Norway. *Marine Environmental Research*, 145: 39-51. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2019.02.003

Dam, H.G., 2013. Evolutionary Adaptation of Marine Zooplankton to Global Change. In: Carlson, C.A.; Giovannoni, S.J., eds. *Annual Review of Marine Science, Vol 5*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Marine Science), 349-370. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-marine-121211-172229

Danchin, E.; Giraldeau, L.A.; Cézilly, F., 2021. *Ecologie comportementale : Cours et questions de réflexion*. Paris: Dunod (Collections Sciences Sup), 672 p.

Dang, Z.; Arena, M.; Kienzler, A., 2021. Fish toxicity testing for identification of thyroid disrupting chemicals. *Environmental Pollution*, 284: 117374. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117374

Danion, M.; Le Floch, S.; Kanan, R.; Lamour, F.; Quentel, C., 2012. Effects of in vivo chronic exposure to pendimethalin/Prowl 400(R) on sanitary status and the immune system in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). *Science of the Total Environment*, 424: 143-52. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.055

Darwall, W.; Bremerich, V.; De Wever, A.; Dell, A.I.; Freyhof, J.; Gessner, M.O.; Grossart, H.P.; Harrison, I.; Irvine, K.; Jahnig, S.C.; Jeschke, J.M.; Lee, J.J.; Lu, C.; Lewandowska, A.M.; Monaghan, M.T.; Nejstgaard, J.C.; Patricio, H.; Schmidt-Kloiber, A.; Stuart, S.N.; Thieme, M.; Tockner, K.; Turak, E.; Weyl, O., 2018. The Alliance for Freshwater Life: A global call to unite efforts for freshwater biodiversity science and conservation. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 28 (4): 1015-1022. http://dx.doi.org/10.1002/aqc.2958

Dautremepuits, C.; Paris-Palacios, S.; Betoulle, S.; Vernet, G., 2004. Modulation in hepatic and head kidney parameters of carp (Cyprinus carpio L.) induced by copper and chitosan. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 137 (4): 325-333. http://dx.doi.org/10.1016/j.cca.2004.03.005

David, V.; Sautour, B.; Chardy, P.; Leconte, M., 2005. Long-term changes of the zooplankton variability in a turbid environment: The Gironde estuary (France). *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 64 (2-3): 171-184. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.01.014

Davis, A.M.; Blanchette, M.L.; Pusey, B.J.; Jardine, T.D.; Pearson, R.G., 2012. Gut content and stable isotope analyses provide complementary understanding of ontogenetic dietary shifts and trophic relationships among fishes in a tropical river. *Freshwater Biology*, 57 (10): 2156-2172. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02858.x

De Guise, S.; Martineau, D.; Beland, P.; Fournier, M., 1995. Possible mechanisms of action of environmental contaminants on St. Lawrence beluga whales (Delphinapterus leucas). *Environmental Health Perspectives*, 103 Suppl 4 (suppl 4): 73-7. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.95103s473

de Oliveira, C.R.; Fraceto, L.F.; Rizzi, G.M.; Salla, R.F.; Abdalla, F.C.; Costa, M.J.; Silva-Zacarin, E.C., 2016. Hepatic effects of the clomazone herbicide in both its free form and associated with chitosan-alginate nanoparticles in bullfrog tadpoles. *Chemosphere*, 149: 304-13. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.01.076

Deal, C.K.; Volkoff, H., 2020. The Role of the Thyroid Axis in Fish. *Frontiers in Endocrinology*, 11: 596585. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2020.596585

Degiorgi, F.; Guillard, J.; Grandmottet, J.P.; Gerdeaux, D., 1993. Les techniques d'étude de l'ichtyofaune lacustre utilisée en France: bilan et perspectives. *Hydroécologie appliquée*, 5 (2): 27-42. http://dx/doi.org/10.1051/hydro:1993203

Delcour, I.; Spanoghe, P.; Uyttendaele, M., 2015. Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International*, 68: 7-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2014.09.030

DeLong, R.; Gilmartin, W.G.; Simpson, J.G., 1973. Premature births in California sea lions: association with high organochlorine pollutant residue levels. *Science*, 181 (4105): 1168-70. http://dx.doi.org/10.1126/science.181.4105.1168

Derby, A.P.; Fuller, N.W.; Huff Hartz, K.E.; Segarra, A.; Connon, R.E.; Brander, S.M.; Lydy, M.J., 2021. Trophic transfer, bioaccumulation and transcriptomic effects of permethrin in inland silversides, Menidia beryllina, under future climate scenarios. *Environmental Pollution*, 275: 116545. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116545

Devault, D.A.; Karolak, S.; Levi, Y.; Rousis, N.I.; Zuccato, E.; Castiglioni, S., 2018. Exposure of an urban population to pesticides assessed by wastewater-based epidemiology in a Caribbean island. *Science of the Total Environment*, 644: 129-136. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.250

Diaz-Cruz, M.S.; Barcelo, D., 2009. Chemical analysis and ecotoxicological effects of organic UV-absorbing compounds in aquatic ecosystems. *Trac-Trends in Analytical Chemistry*, 28 (6): 708-717. http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2009.03.010

Diaz-Resendiz, K.J.G.; Toledo-Ibarra, G.A.; Giron-Perez, M.I., 2015. Modulation of Immune Response by Organophosphorus Pesticides: Fishes as a Potential Model in Immunotoxicology. *Journal of Immunology Research*, 2015: 10. http://dx.doi.org/10.1155/2015/213836

Dirtu, A.C.; Malarvannan, G.; Das, K.; Dulau-Drouot, V.; Kiszka, J.J.; Lepoint, G.; Mongin, P.; Covaci, A., 2016. Contrasted accumulation patterns of persistent organic pollutants and mercury in sympatric tropical dolphins from the south-western Indian Ocean. *Environmental Research*, 146: 263-273. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2016.01.006

Distel, C.A.; Boone, M.D., 2010. Effects of aquatic exposure to the insecticide carbaryl are species-specific across life stages and mediated by heterospecific competitors in anurans. *Functional Ecology*, 24 (6): 1342-1352. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2435.2010.01749.x

Dromard, C.R.; Bodiguel, X.; Lemoine, S.; Bouchon-Navaro, Y.; Reynal, L.; Thouard, E.; Bouchon, C., 2016. Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 73-80. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4732-z

Dromard, C.R.; Bouchon-Navaro, Y.; Cordonnier, S.; Guene, M.; Harmelin-Vivien, M.; Bouchon, C., 2018. Different transfer pathways of an organochlorine pesticide across marine tropical food webs assessed with stable isotope analysis. *Plos One*, 13 (2): 14. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0191335

Dron, J.; Wafo, E.; Boissery, P.; Dhermain, F.; Bouchoucha, M.; Chamaret, P.; Lafitte, D., 2022. Trends of banned pesticides and PCBs in different tissues of striped dolphins (Stenella coeruleoalba) stranded in the Northwestern Mediterranean reflect changing contamination patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113198

Dudgeon, D.; Arthington, A.H.; Gessner, M.O.; Kawabata, Z.; Knowler, D.J.; Leveque, C.; Naiman, R.J.; Prieur-Richard, A.H.; Soto, D.; Stiassny, M.L.; Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, 81 (2): 163-82. http://dx.doi.org/10.1017/S1464793105006950

Dupuy, C.; Cabon, J.; Louboutin, L.; Le Floch, S.; Morin, T.; Danion, M., 2019. Cellular, humoral and molecular responses in rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) exposed to a herbicide and subsequently infected with infectious hematopoietic necrosis virus. *Aquatic Toxicology*, 215: 105282. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105282

Efsa Panel on Plant Protection Products; Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H., 2018. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *Efsa Journal*, 16 (2): e05125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Ethier, D.; Davidson, P.; Sorenson, G.H.; Barry, K.L.; Devitt, K.; Jardine, C.B.; Lepage, D.; Bradley, D.W., 2020. Twenty years of coastal waterbird trends suggest regional patterns of environmental pressure in British Columbia, Canada. *Avian Conservation and Ecology*, 15 (2): 24. https://dx.doi.org/10.5751/Ace-01711-150220

Evrard, E.; Marchand, J.; Theron, M.; Pichavant-Rafini, K.; Durand, G.; Quiniou, L.; Laroche, J., 2010. Impacts of mixtures of herbicides on molecular and physiological responses of the European flounder Platichthys flesus. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 152 (3): 321-331. http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2010.05.009

FAO; ITPS, 2017. *Global assessment of the impact of plant protection products on soil functions and soil ecosystems*, 40 p. https://www.fao.org/documents/card/fr/c/I8168EN/

Farag, M.R.; Alagawany, M.; Bilal, R.M.; Gewida, A.G.A.; Dhama, K.; Abdel-Latif, H.M.R.; Amer, M.S.; Rivero-Perez, N.; Zaragoza-Bastida, A.; Binnaser, Y.S.; Batiha, G.E.; Naiel, M.A.E., 2021. An Overview on the Potential Hazards of Pyrethroid Insecticides in Fish, with Special Emphasis on Cypermethrin Toxicity. *Animals*, 11 (7): 17. http://dx.doi.org/10.3390/ani11071880

Fatima, M.; Mandiki, S.N.; Douxfils, J.; Silvestre, F.; Coppe, P.; Kestemont, P., 2007. Combined effects of herbicides on biomarkers reflecting immune-endocrine interactions in goldfish. Immune and antioxidant effects. *Aquatic Toxicology*, 81 (2): 159-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.11.013

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Francis, R.; Bino, G.; Inman, V.; Brandis, K.; Kingsford, R.T., 2021. The Okavango Delta's waterbirds-Trends and threatening processes. *Global Ecology and Conservation*, 30: e01763. https://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2021.e01763

Freitas, J.S.; Teresa, F.B.; de Almeida, E.A., 2017. Influence of temperature on the antioxidant responses and lipid peroxidation of two species of tadpoles (Rhinella schneideri and Physalaemus nattereri) exposed to the herbicide sulfentrazone (Boral 500SC(R)). *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 197: 32-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2017.04.005

Garrigou, A.; Laurent, C.; Berthet, A.; Colosio, C.; Jas, N.; Daubas-Letourneux, V.; Jackson, J.M.; Jouzel, J.N.; Samuel, O.; Baldi, I.; Lebailly, P.; Galey, L.; Goutille, F.; Judon, N., 2020. Critical review of the role of PPE in the prevention of risks related to agricultural pesticide use. *Safety Science*, 123: 24. http://dx.doi.org/10.1016/j.ssci.2019.104527

Garzon-Garcia, A.; Wallace, R.; Huggins, R.; Turner, R.D.R.; Smith, R.; Orr, D.; Ferguson, B.; Gardiner, R.; Thomson, B.; Warne, M., 2016. *Total suspended solids, nutrient and pesticide loads (2013 – 2014) for rivers that discharge to the Great Barrier Reef*. Brisbane, Australia: Department of Science, Information Technology and Innovation, 109 p. https://www.reefplan.qld.gov.au/__data/assets/pdf_file/0035/45989/2014-2015-gbr-catchment-loads-technical-report.pdf

Gavel, M.J.; Young, S.D.; Blais, N.; Forbes, M.R.; Robinson, S.A., 2021. Trematodes coupled with neonicotinoids: effects on blood cell profiles of a model amphibian. *Parasitology Research*, 120 (6): 2135-2148. http://dx.doi.org/10.1007/s00436-021-07176-x

Giron-Perez, M.I.; Zaitseva, G.; Casas-Solis, J.; Santerre, A., 2008. Effects of diazinon and diazoxon on the lymphoproliferation rate of splenocytes from Nile tilapia (Oreochromis niloticus): the immunosuppresive effect could involve an increase in acetylcholine levels. *Fish & Shellfish Immunology*, 25 (5): 517-521. http://dx.doi.org/10.1016/j.fsi.2008.07.002

Glusczak, L.; dos Santos Miron, D.; Crestani, M.; Braga da Fonseca, M.; de Araujo Pedron, F.; Duarte, M.F.; Vieira, V.L., 2006. Effect of glyphosate herbicide on acetylcholinesterase activity and metabolic and hematological parameters in piava (Leporinus obtusidens). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 65 (2): 237-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.07.017

Goberville, E.; Beaugrand, G.; Sautour, B.; Treguer, P.; Team, S., 2010. Climate-driven changes in coastal marine systems of western Europe. *Marine Ecology Progress Series*, 408: 129-U159. http://dx.doi.org/10.3354/meps08564

GRAB., 2018. *Liste des produits phytosanitaires utilisés en agriculture biologique sur cultures maraîchères et fraise*. Paris: Groupe de Recherche en Agriculture Biologique, 14 p. https://www.grab.fr/wp-content/uploads/2018/04/5-Liste-phyto-bio-maraichage-2018.pdf

Grillo, R.; Fraceto, L.F.; Amorim, M.J.B.; Scott-Fordsmand, J.J.; Schoonjans, R.; Chaudhry, Q., 2021. Ecotoxicological and regulatory aspects of environmental sustainability of nanopesticides. *Journal of Hazardous Materials*, 404 (Pt A): 124148. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124148

Grosell, M.; Nielsen, C.; Bianchini, A., 2002. Sodium turnover rate determines sensitivity to acute copper and silver exposure in freshwater animals. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 133 (1-2): 287-303. http://dx.doi.org/10.1016/s1532-0456(02)00085-6

Guedegba, N.L.; Imorou Toko, I.; Ben Ammar, I.; Francois, L.; Oreins, N.; Palluel, O.; Mandiki, S.N.M.; Jauniaux, T.; Porcher, J.M.; Scippo, M.L.; Kestemont, P., 2021. Chronic effects of a binary insecticide Acer 35 EC on Nile tilapia Oreochromis niloticus through a multi-biomarker approach. *Chemosphere*, 273: 128530. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128530

Guenard, G.; von der Ohe, P.C.; Walker, S.C.; Lek, S.; Legendre, P., 2014. Using phylogenetic information and chemical properties to predict species tolerances to pesticides. *Proceedings of the Royal B-Biological Sciences*, 281 (1789): 20133239. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.3239

Halpern, B.S.; Frazier, M.; Potapenko, J.; Casey, K.S.; Koenig, K.; Longo, C.; Lowndes, J.S.; Rockwood, R.C.; Selig, E.R.; Selkoe, K.A.; Walbridge, S., 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nature Communications*, 6: 7615. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms8615

Harada, T.; Yamaguchi, S.; Ohtsuka, R.; Takeda, M.; Fujisawa, H.; Yoshida, T.; Enomoto, A.; Chiba, Y.; Fukumori, J.; Kojima, S.; Tomiyama, N.; Saka, M.; Ozaki, M.; Maita, K., 2003. Mechanisms of promotion and progression of preneoplastic lesions in hepatocarcinogenesis by DDT in F344 rats. *Toxicologic Pathology*, 31 (1): 87-98. http://dx.doi.org/10.1080/01926230390173941

Hellou, J.; Lebeuf, M.; Rudi, M., 2013. Review on DDT and metabolites in birds and mammals of aquatic ecosystems. *Environmental Reviews*, 21 (1): 53-69. http://dx.doi.org/10.1139/er-2012-0054

Hook, S.E.; Mondon, J.; Revill, A.T.; Greenfield, P.A.; Smith, R.A.; Turner, R.D.R.; Corbett, P.A.; Warne, M.S.J., 2018. Transcriptomic, lipid, and histological profiles suggest changes in health in fish from a pesticide hot spot. *Marine Environmental Research*, 140: 299-321. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2018.06.020

Hu, F.X.; Dong, F.L.; Yin, L.; Wang, H.K.; Zheng, M.Y.; Fu, S.R.; Zhang, W.N., 2021. Effects of sulfamethoxazole on the growth, oxidative stress and inflammatory response in the liver of juvenile Nile tilapia (Oreochromis niloticus). *Aquaculture*, 543: 8. https://dx.doi.org/10.1016/j.aquaculture.2021.736935

Hung, H.; Katsoyiannis, A.A.; Brorstrom-Lunden, E.; Olafsdottir, K.; Aas, W.; Breivik, K.; Bohlin-Nizzetto, P.; Sigurdsson, A.; Hakola, H.; Bossi, R.; Skov, H.; Sverko, E.; Barresi, E.; Fellin, P.; Wilson, S., 2016. Temporal trends of Persistent Organic Pollutants (POPs) in arctic air: 20 years of monitoring under the Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). *Environ Pollut*, 217: 52-61. https://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.01.079

Ito, H.C.; Shiraishi, H.; Nakagawa, M.; Takamura, N., 2020. Combined impact of pesticides and other environmental stressors on animal diversity in irrigation ponds. *Plos One*, 15 (7): e0229052. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0229052

Jacquin, L.; Gandar, A.; Aguirre-Smith, M.; Perrault, A.; Henaff, M.L.; Jong, L.; Paris-Palacios, S.; Laffaille, P.; Jean, S., 2019. High temperature aggravates the effects of pesticides in goldfish. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 172: 255-264. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.085

Jaspers, V.L.B., 2015. Selecting the right bird model in experimental studies on endocrine disrupting chemicals. *Frontiers in Environmental Science*, 3 (35): 7. https://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2015.00035

Jiang, J.; Chen, Y.; Yu, R.; Zhao, X.; Wang, Q.; Cai, L., 2016. Pretilachlor has the potential to induce endocrine disruption, oxidative stress, apoptosis and immunotoxicity during zebrafish embryo development. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 42: 125-134. http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2016.01.006

Joachim, S.; Beaudouin, R.; Daniele, G.; Geffard, A.; Bado-Nilles, A.; Tebby, C.; Palluel, O.; Dedourge-Geffard, O.; Fieu, M.; Bonnard, M.; Palos-Ladeiro, M.; Turies, C.; Vulliet, E.; David, V.; Baudoin, P.; James, A.; Andres, S.; Porcher, J.M., 2021. Effects of diclofenac on sentinel species and aquatic communities in semi-natural conditions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 211: 111812. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111812

Johnson, L.L.; Landahl, J.T.; Kubin, L.A.; Horness, B.H.; Myers, M.S.; Collier, T.K.; Stein, J.E., 1998. Assessing the effects of anthropogenic stressors on Puget Sound flatfish populations. *Journal of Sea Research*, 39 (1-2): 125-137. https://dx.doi.org/10.1016/S1385-1101(97)00057-9

Jolly, S.; Bado-Nilles, A.; Lamand, F.; Turies, C.; Chadili, E.; Porcher, J.M.; Betoulle, S.; Sanchez, W., 2012. Multi-biomarker approach in wild European bullhead, Cottus sp., exposed to agricultural and urban environmental pressures: practical recommendations for experimental design. *Chemosphere*, 87 (7): 675-683. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.055

Kah, M.; Kookana, R.S.; Gogos, A.; Bucheli, T.D., 2018. A critical evaluation of nanopesticides and nanofertilizers against their conventional analogues. *Nature Nanotechnology*, 13 (8): 677-684. http://dx.doi.org/10.1038/s41565-018-0131-1

Kanawi, E.; Van Scoy, A.R.; Budd, R.; Tjeerdema, R.S., 2016. Environmental fate and ecotoxicology of propanil: a review. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 98 (7): 689-704. http://dx.doi.org/10.1080/02772248.2015.1133816

Katsu, Y.; Kohno, S.; Hyodo, S.; Ijiri, S.; Adachi, S.; Hara, A.; Guillette, L.J., Jr.; Iguchi, T., 2008. Molecular cloning, characterization, and evolutionary analysis of estrogen receptors from phylogenetically ancient fish. *Endocrinology*, 149 (12): 6300-6310. http://dx.doi.org/10.1210/en.2008-0670

Kaviraj, A.; Gupta, A., 2014. Biomarkers of Type II Synthetic Pyrethroid Pesticides in Freshwater Fish. *Biomed Research International*, 2014: 7. http://dx.doi.org/10.1155/2014/928063

Kirby, R.R.; Beaugrand, G.; Lindley, J.A., 2009. Synergistic Effects of Climate and Fishing in a Marine Ecosystem. *Ecosystems*, 12 (4): 548-561. http://dx.doi.org/10.1007/s10021-009-9241-9

Knauer, K.; Homazava, N.; Junghans, M.; Werner, I., 2017. The influence of particles on bioavailability and toxicity of pesticides in surface water. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (4): 585-600. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1867

Kubrak, O.I.; Atamaniuk, T.M.; Husak, V.V.; Lushchak, V.I., 2013. Transient effects of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) exposure on some metabolic and free radical processes in goldfish white muscle. *Food and Chemical Toxicology*, 59: 356-361. http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2013.06.023

Kumari, B.; Kumar, V.; Sinha, A.K.; Ahsan, J.; Ghosh, A.K.; Wang, H.P.; DeBoeck, G., 2017. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*, 15 (1): 43-64. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-016-0588-9

Kunisue, T.; Minh, T.B.; Fukuda, K.; Watanabe, M.; Tanabe, S.; Titenko, A.M., 2002. Seasonal variation of persistent organochlorine accumulation in birds from Lake Baikal, Russia, and the role of the south Asian region as a source of pollution for wintering migrants. *Environmental Science & Technology*, 36 (7): 1396-1404. http://dx.doi.org/10.1021/es011051e

Lagadic, L.; Bender, K.; Burden, N.; Salinas, E.R.; Weltje, L., 2019. Recommendations for Reducing the USE of Fish and Amphibians in Endocrine-Disruption Testing of Biocides and Plant Protection Products in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (4): 659-662. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4156

Lebeuf, M., 2009. La contamination du béluga de l'estuaire du Saint-Laurent par les polluants organiques persistants en revue. *Revue des sciences de l'eau*, 22 (2): 199-233. http://dx/doi.org/10.7202/037482ar

Leon-Olea, M.; Martyniuk, C.J.; Orlando, E.F.; Ottinger, M.A.; Rosenfeld, C.S.; Wolstenholme, J.T.; Trudeau, V.L., 2014. Current concepts in neuroendocrine disruption. *General and Comparative Endocrinology*, 203: 158-173. http://dx.doi.org/10.1016/j.ygcen.2014.02.005

Leterme, S.C.; Pingree, R.D.; Skogen, M.D.; Seuront, L.; Reid, P.C.; Attrill, M.J., 2008. Decadal fluctuations in North Atlantic water inflow in the North Sea between 1958–2003: impacts on temperature and phytoplankton populations. *Oceanologia*, 50 (1): 59-72.

Lewis, K.A.; Tzilivakis, J.; Warner, D.J.; Green, A., 2016. An international database for pesticide risk assessments and management. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22 (4): 1050-1064. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2015.1133242

Li, D.; Liu, M.; Yang, Y.; Shi, H.; Zhou, J.; He, D., 2016. Strong lethality and teratogenicity of strobilurins on Xenopus tropicalis embryos: Basing on ten agricultural fungicides. *Environmental Pollution*, 208 (Pt B): 868-874. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.010

Lima, F.P.; Wethey, D.S., 2012. Three decades of high-resolution coastal sea surface temperatures reveal more than warming. *Nature Communications*, 3: 704. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms1713

Liu, H.; Wang, W.; Zhang, J.; Wang, X., 2006. Effects of copper and its ethylenediaminetetraacetate complex on the antioxidant defenses of the goldfish, Carassius auratus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 65 (3): 350-354. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.09.002

Luczak, C.; Beaugrand, G.; Lindley, J.A.; Dewarumez, J.M.; Dubois, P.J.; Kirby, R.R., 2012. North Sea ecosystem change from swimming crabs to seagulls. *Biology Letters*, 8 (5): 821-824. http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2012.0474

Lushchak, V.I., 2011. Environmentally induced oxidative stress in aquatic animals. *Aquatic Toxicology*, 101 (1): 13-30. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.10.006

Lushchak, V.I., 2016. Contaminant-induced oxidative stress in fish: a mechanistic approach. *Fish Physiology and Biochemistry*, 42 (2): 711-747. http://dx.doi.org/10.1007/s10695-015-0171-5

Ma, X.; Li, W., 2021. Amisulbrom causes cardiovascular toxicity in zebrafish (Danio rerio). *Chemosphere*, 283: 131236. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131236

Mackas, D.L.; Beaugrand, G., 2010. Comparisons of zooplankton time series. *Journal of Marine Systems*, 79 (3-4): 286-304. http://dx.doi.org/10.1016/j.jmarsys.2008.11.030

Maes, V.; Betoulle, S.; Jaffal, A.; Dedourge-Geffard, O.; Delahaut, L.; Geffard, A.; Palluel, O.; Sanchez, W.; Paris-Palacios, S.; Vettier, A.; David, E., 2016. Juvenile roach (Rutilus rutilus) increase their anaerobic metabolism in response to copper exposure in laboratory conditions. *Ecotoxicology*, 25 (5): 900-913. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1648-4

Mann, R.M.; Hyne, R.V.; Choung, C.B.; Wilson, S.P., 2009. Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, 157 (11): 2903-2927. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.015

Mao, L.; Jia, W.; Zhang, L.; Zhang, Y.; Zhu, L.; Sial, M.U.; Jiang, H., 2020. Embryonic development and oxidative stress effects in the larvae and adult fish livers of zebrafish (Danio rerio) exposed to the strobilurin fungicides, kresoxim-methyl and pyraclostrobin. *Science of the Total Environment*, 729: 139031. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139031

Marchand, A.; Porcher, J.M.; Turies, C.; Chadili, E.; Palluel, O.; Baudoin, P.; Betoulle, S.; Bado-Nilles, A., 2017. Evaluation of chlorpyrifos effects, alone and combined with lipopolysaccharide stress, on DNA integrity and immune responses of the three-spined stickleback, Gasterosteus aculeatus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 333-339. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.025

Marchand, J.; Evrard, E.; Guinand, B.; Cachot, J.; Quiniou, L.; Laroche, J., 2010. Genetic polymorphism and its potential relation to environmental stress in five populations of the European flounder Platichthys flesus, along the French Atlantic coast. *Marine Environmental Research*, 70 (2): 201-209. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2010.05.002

Martyniuk, C.J.; Mehinto, A.C.; Denslow, N.D., 2020. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 507: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2020.110764

Matthiessen, P.; Law, R.J., 2002. Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. *Environmental Pollution*, 120 (3): 739-757. https://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00175-6

McKinlay, R.; Plant, J.A.; Bell, J.N.; Voulvoulis, N., 2008. Endocrine disrupting pesticides: implications for risk assessment. *Environment International*, 34 (2): 168-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2007.07.013

Mearns, A.J.; Bissell, M.; Morrison, A.M.; Rempel-Hester, M.A.; Arthur, C.; Rutherford, N., 2019. Effects of pollution on marine organisms. *Water Environment Research*, 91 (10). http://dx.doi.org/10.1002/wer.1218

Mellinger, J., 2002. *Sexualité et reproduction des poissons*. Paris: CNRS Editions., 349 p.

Mishra, P.; Dutta, S.; Haldar, M.; Dey, P.; Kumar, D.; Mukherjee, A.; Chandrasekaran, N., 2019. Enhanced mosquitocidal efficacy of colloidal dispersion of pyrethroid nanometric emulsion with benignity towards non-target species. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 176: 258-269. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.03.096

Morrison, R.J.; Denton, G.R.W.; Tamata, U.B.; Grignon, J., 2013. Anthropogenic biogeochemical impacts on coral reefs in the Pacific Islands-An overview. *Deep-Sea Research Part Ii-Topical Studies in Oceanography*, 96: 5-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.dsr2.2013.02.014

Munschy, C.; Vigneau, E.; Bely, N.; Heas-Moisan, K.; Olivier, N.; Pollono, C.; Hollanda, S.; Bodin, N., 2020. Legacy and emerging organic contaminants: Levels and profiles in top predator fish from the western Indian Ocean in relation to their trophic ecology. *Environmental Research*, 188: 15. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.109761

Napierska, D.; Barsiene, J.; Mulkiewicz, E.; Podolska, M.; Rybakovas, A., 2009. Biomarker responses in flounder Platichthys flesus from the Polish coastal area of the Baltic Sea and applications in biomonitoring. *Ecotoxicology*, 18 (7): 846-859. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0328-z

Navas, J.M.; Chana, A.; Herradon, B.; Segner, H., 2003. Induction of CYPIA by the N-imidazole derivative, 1-benzylimidazole. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (4): 830-836. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220422

Nieuwkoop, P.D.; Faber, J., 1994. The Early Development up to Stage 15. In: Nieuwkoop, P.D.; Faber, J.; Gerhart, J.; Kirschner, M., eds. *Normal Table of Xenopus Laevis (Daudin): A Systematical and Chronological Survey of the Development from the Fertilized Egg Till the End of Metamorphosis*. New-York: Garland Science, 18-28.

O'Brien, D.; Lewis, S.; Davis, A.; Gallen, C.; Smith, R.; Turner, R.; Warne, M.; Turner, S.; Caswell, S.; Mueller, J.F.; Brodie, J., 2016. Spatial and Temporal Variability in Pesticide Exposure Downstream of a Heavily Irrigated Cropping Area: Application of Different Monitoring Techniques. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 64 (20): 3975-3989. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.5b04710

OCDE, 1998. *Essai n°212 : Poisson, essai de toxicité à court terme aux stades de l'embryon et de l'alevin*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 20 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264070158-fr

OCDE, 2000. *Essai n°215 : Poisson, essai sur la croissance des juvéniles*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 16 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264070219-fr

OCDE, 2009a. *Essai n°230 : Essai de 21 jours sur les poissons*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 40 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264076235-fr

OCDE, 2009b. *Essai n°231 : Essai de métamorphose des amphibiens*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 36 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264076266-fr

OCDE, 2011. *Essai n°234 : Essai de développement sexuel des poissons*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 42 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264122376-fr

OCDE, 2012. *Essai n°229 : Essai à court terme de reproduction des poissons* Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 42 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264185524-fr

OCDE, 2013a. *Essai n°210 : Poisson, essai de toxicité aux premiers stades de la vie*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 26 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264203792-fr

OCDE, 2013b. *Essai n°236 : Poisson, essai de toxicité aiguë au stade embryonnaire*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 22 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264203716-fr

OCDE, 2015a. *Essai n°241 : Essai de croissance et de développement de larves d'amphibiens (LAGDA)* Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 42 p. http://dx.doi.org/110.1787/9789264242364-fr

OCDE, 2015b. *Test n°240 : Étude étendue de toxicité pour la reproduction sur une génération chez médaka (MEOGRT)*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 44 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264242319-fr

OCDE, 2019a. *Essai n°203 : Poisson, essai de toxicité aiguë*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 26 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264069978-fr

OCDE, 2019b. *Essai n°248 : Essai Thyroïdien sur Éleuthéro-Embryons de Xénope (XETA)*. Paris: Editiosn OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 44 p. http://dx.doi.org/10.1787/3ed26263-fr.

OCDE, 2021a. *Essai n°249 : Essai de toxicité aiguë sur lignée cellulaire de poisson – essai sur lignée cellulaire RTgill-W1* Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 50 p. http://dx.doi.org/10.1787/3a5eb663-fr

OCDE, 2021b. *Essai n°250: Détection sur des embryons de poisson-zèbre transgénique tg(cyp19a1b:GFP) des perturbateurs endocriniens agissant via les récepteurs des œstrogènes (essai EASZY)*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 50 p. http://dx.doi.org/10.1787/cf5871be-fr

Olivares-Rubio, H.F.; Vega-Lopez, A., 2016. Fatty acid metabolism in fish species as a biomarker for environmental monitoring. *Environmental Pollution*, 218: 297-312. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.07.005

Oliveira, C.R.; Garcia, T.D.; Franco-Belussi, L.; Salla, R.F.; Souza, B.F.S.; de Melo, N.F.S.; Irazusta, S.P.; Jones-Costa, M.; Silva-Zacarin, E.C.M.; Fraceto, L.F., 2019. Pyrethrum extract encapsulated in nanoparticles: Toxicity studies based on genotoxic and hematological effects in bullfrog tadpoles. *Environmental Pollution*, 253: 1009-1020. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.037

Ortego, L.S.; Olmstead, A.W.; Weltje, L.; Wheeler, J.R.; Bone, A.J.; Coady, K.K.; Banman, C.S.; Burden, N.; Lagadic, L., 2021. The Extended Amphibian Metamorphosis Assay: A Thyroid-Specific and Less Animal-Intensive Alternative to the Larval Amphibian Growth and Development Assay. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (8): 2135-2144. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5078

Orton, F.; Tyler, C.R., 2015. Do hormone-modulating chemicals impact on reproduction and development of wild amphibians? *Biological Reviews*, 90 (4): 1100-1117. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12147

Overturf, M.D.; Anderson, J.C.; Pandelides, Z.; Beyger, L.; Holdway, D.A., 2015. Pharmaceuticals and personal care products: A critical review of the impacts on fish reproduction. *Critical Reviews in Toxicology*, 45 (6): 469-491. http://dx.doi.org/10.3109/10408444.2015.1038499

Paris-Palacios, S.; Biagianti-Risbourg, S., 2006. Hepatocyte nuclear structure and subcellular distribution of copper in zebrafish Brachydanio rerio and roach Rutilus rutilus (Teleostei, Cyprinidae) exposed to copper sulphate. *Aquatic Toxicology*, 77 (3): 306-313. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.01.001

Paris-Palacios, S.; Biagianti-Risbourg, S.; Vernet, G., 2000. Biochemical and (ultra)structural hepatic perturbations of Brachydanio rerio (Teleostei, Cyprinidae) exposed to two sublethal concentrations of copper sulfate. *Aquatic Toxicology*, 50 (1-2): 109-124. http://dx.doi.org/10.1016/s0166-445x(99)00090-9

Park, H.; Yun, B.H.; Lim, W.; Song, G., 2021. Dinitramine induces cardiotoxicity and morphological alterations on zebrafish embryo development. *Aquatic Toxicology*, 240: 105982. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105982

Parsons, K.C.; Mineau, P.; Renfrew, R.B., 2010. Effects of Pesticide Use in Rice Fields on Birds. *Waterbirds*, 33 (sp1): 193-218. https://dx.doi.org/10.1675/063.033.s115

Patra, R.W.; Chapman, J.C.; Lim, R.P.; Gehrke, P.C.; Sunderam, R.M., 2015. Interactions between water temperature and contaminant toxicity to freshwater fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (8): 1809-1817. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2990

Peltzer, P.M.; Lajmanovich, R.C.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Cabagna, M.C.; Attademo, A.M.; Basso, A., 2008. Effects of agricultural pond eutrophication on survival and health status of Scinax nasicus tadpoles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 70 (1): 185-197. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.06.005

Pérez-Parada, A.; Goyenola, G.; Teixeira de Mello, F.; Heinzen, H., 2018. Recent advances and open questions around pesticide dynamics and effects on freshwater fishes. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 4: 38-44. http://dx/doi.org/10.1016/j.coesh.2018.08.004

Pesce, S.F.; Cazenave, J.; Monferran, M.V.; Frede, S.; Wunderlin, D.A., 2008. Integrated survey on toxic effects of lindane on neotropical fish: Corydoras paleatus and Jenynsia multidentata. *Environmental Pollution*, 156 (3): 775-783. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2008.06.016

Pestovsky, Y.S.; Martinez-Antonio, A., 2017. The Use of Nanoparticles and Nanoformulations in Agriculture. *Journal of Nanoscience and Nanotechnology*, 17 (12): 8699-8730. http://dx.doi.org/10.1166/jnn.2017.15041

Pinelli, C.; Santillo, A.; Baccari, G.C.; Falvo, S.; Di Fiore, M.M., 2019. Effects of chemical pollutants on reproductive and developmental processes in Italian amphibians. *Molecular Reproduction and Development*, 86 (10): 1324-1332. http://dx.doi.org/10.1002/mrd.23165

Pino-Otin, M.R.; Ballestero, D.; Navarro, E.; Gonzalez-Coloma, A.; Val, J.; Mainar, A.M., 2019. Ecotoxicity of a novel biopesticide from Artemisia absinthium on non-target aquatic organisms. *Chemosphere*, 216: 131-146. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.09.071

Preud'homme, V.; Milla, S.; Gillardin, V.; De Pauw, E.; Denoel, M.; Kestemont, P., 2015. Effects of low dose endosulfan exposure on brain neurotransmitter levels in the African clawed frog Xenopus laevis. *Chemosphere*, 120: 357-364. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.07.096

Ramade, F.; Roche, H., 2006. Pollutant effects on coral reefs ecosystems. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 61 (1): 3-33.

Renoirt, M.; Cheron, M.; Angelier, F.; Brischoux, F., 2021. Unusual lack of reproduction in toad populations from agricultural habitats. *Herpetological Journal*, 31 (4): 197-201. http://dx.doi.org/10.33256/31.4.197200

Ribalta, C.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Sole, M., 2015. Hepatic biotransformation and antioxidant enzyme activities in Mediterranean fish from different habitat depths. *Science of the Total Environment*, 532: 176-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.001

Richterova, Z.; Svobodova, Z., 2012. Pyrethroids influence on fish. *Slovenian Veterinary Research*, 49 (2): 63-72.

Rohonczy, J.L.M.; Koprivnikar, J.; Waltho, N.; Robinson, S.A., 2020. The Effects of the Commercially Formulated Neonicotinoids Imidacloprid and Thiamethoxam on the Survival of Infectious Stages of Two Trematode Parasites. *Water Air and Soil Pollution*, 231 (3): number 125. https://dx.doi.org/10.1007/s11270-020-04510-4

Rohr, J.R.; McCoy, K.A., 2010. A Qualitative Meta-Analysis Reveals Consistent Effects of Atrazine on Freshwater Fish and Amphibians. *Environmental Health Perspectives*, 118 (1): 20-32. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.0901164

Ross, P.S., 2006. Fireproof killer whales (Orcinus orca): flame-retardant chemicals and the conservation imperative in the charismatic icon of British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (1): 224-234. http://dx.doi.org/10.1139/f05-244

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 67 (2): 129-147.

Sappal, R.; MacDonald, N.; Fast, M.; Stevens, D.; Kibenge, F.; Siah, A.; Kamunde, C., 2014. Interactions of copper and thermal stress on mitochondrial bioenergetics in rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. *Aquatic Toxicology*, 157: 10-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.09.007

Sartori, F.; Vidrio, E., 2018. Environmental fate and ecotoxicology of paraquat: a California perspective. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 100 (5-7): 479-517. http://dx.doi.org/10.1080/02772248.2018.1460369

Scandalios, J.G., 2005. Oxidative stress: molecular perception and transduction of signals triggering antioxidant gene defenses. *Brazilian Journal of Medical and Biological Research*, 38 (7): 995-1014. http://dx.doi.org/10.1590/s0100-879x2005000700003

Schuijt, L.M.; Peng, F.J.; van den Berg, S.J.P.; Dingemans, M.M.L.; Van den Brink, P.J., 2021. (Eco)toxicological tests for assessing impacts of chemical stress to aquatic ecosystems: Facts, challenges, and future. *Science of the Total Environment*, 795: 148776. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148776

Semchyshyn, H.; Bagnyukova, T.; Storey, K.; Lushchak, V., 2005. Hydrogen peroxide increases the activities of soxRS regulon enzymes and the levels of oxidized proteins and lipids in Escherichia coli. *Cell Biology International*, 29 (11): 898-902. http://dx.doi.org/10.1016/j.cellbi.2005.08.002

Shinn, C.; Blanchet, S.; Loot, G.; Lek, S.; Grenouillet, G., 2015. Phenotypic variation as an indicator of pesticide stress in gudgeon: Accounting for confounding factors in the wild. *Science of the Total Environment*, 538: 733-742. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.081

Silva, R.N.; Monteiro, V.N.; Steindorff, A.S.; Gomes, E.V.; Noronha, E.F.; Ulhoa, C.J., 2019. Trichoderma/pathogen/plant interaction in pre-harvest food security. *Fungal Biology*, 123 (8): 565-583. http://dx.doi.org/10.1016/j.funbio.2019.06.010

Singh, A.K.; Chandra, R., 2019. Pollutants released from the pulp paper industry: Aquatic toxicity and their health hazards. *Aquatic Toxicology*, 211: 202-216. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.007

Skulachev, V.P., 2012. Mitochondria-targeted antioxidants as promising drugs for treatment of age-related brain diseases. *Journal of Alzheimers Disease*, 28 (2): 283-289. http://dx.doi.org/10.3233/JAD-2011-111391

Sladen, W.J.; Menzie, C.M.; Reichel, W.L., 1966. DDT residues in Adelie penguins and a crabeater seal from Antarctica. *Nature*, 210 (5037): 670-673. http://dx.doi.org/10.1038/210670a0

Song, S.B.; Xu, Y.; Zhou, B.S., 2006. Effects of hexachlorobenzene on antioxidant status of liver and brain of common carp (Cyprinus carpio). *Chemosphere*, 65 (4): 699-706. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.01.033

Steinberg, D.K.; Landry, M.R., 2017. Zooplankton and the Ocean Carbon Cycle. *Annual Review of Marine Science*, 9: 413-444. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-marine-010814-015924

Sumpter, J.P., 2005. Endocrine disrupters in the aquatic environment: An overview. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 33 (1): 9-16. http://dx.doi.org/10.1002/aheh.200400555

Thambirajah, A.A.; Koide, E.M.; Imbery, J.J.; Helbing, C.C., 2019. Contaminant and Environmental Influences on Thyroid Hormone Action in Amphibian Metamorphosis. *Frontiers in Endocrinology*, 10: 29. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2019.00276

Tierney, K.B.; Baldwin, D.H.; Hara, T.J.; Ross, P.S.; Scholz, N.L.; Kennedy, C.J., 2010. Olfactory toxicity in fishes. *Aquatic Toxicology*, 96 (1): 2-26. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.09.019

Tyohemba, R.L.; Pillay, L.; Humphries, M.S., 2021. Bioaccumulation of current-use herbicides in fish from a global biodiversity hotspot: Lake St Lucia, South Africa. *Chemosphere*, 284: 131407. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131407

Ullah, S.; Li, Z.Q.; Zuberi, A.; Ul Arifeen, M.Z.; Baig, M., 2019. Biomarkers of pyrethroid toxicity in fish. *Environmental Chemistry Letters*, 17 (2): 945-973. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-018-00852-y

Ullah, S.; Zuberi, A.; Alagawany, M.; Farag, M.R.; Dadar, M.; Karthik, K.; Tiwari, R.; Dhama, K.; Iqbal, H.M.N., 2018. Cypermethrin induced toxicities in fish and adverse health outcomes: Its prevention and control measure adaptation. *Journal of Environmental Management*, 206: 863-871. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.11.076

UNEP Chemicals, 2002. *Regionally based assessment of persistent toxic substances :Antarctica regional report*. Geneva: United Nations-UNEP, 76 p. https://digitallibrary.un.org/record/487282/files/antarctica-report.pdf

van der Oost, R.; Beyer, J.; Vermeulen, N.P.E., 2003. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13 (2): 57-149. http://dx.doi.org/10.1016/s1382-6689(02)00126-6

Vandergragt, M.L.; Warne, M.S.J.; Borschmann, G.; Johns, C.V., 2020. Pervasive Pesticide Contamination of Wetlands in the Great Barrier Reef Catchment Area. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16 (6): 968-982. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4298

Venturino, A.; Rosenbaum, E.; De Castro, A.C.; Anguiano, O.L.; Gauna, L.; De Schroeder, T.F.; De D'Angelo, A.M.P., 2003. Biomarkers of effect in toads and frogs. *Biomarkers*, 8 (3-4): 167-186. http://dx.doi.org/10.1080/1354700031000120116

Veron, G.; Patterson, B.D.; Reeves, R., 2008. Global diversity of mammals (Mammalia) in freshwater. In: Balian E.V., L.C., Segers H., Martens K. , ed. *Freshwater Animal Diversity Assessment*. Springer, Dordrecht (Developments in Hydrobiology) Chapter 59, 607-617. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8259-7_59

Vos, J.G.; Dybing, E.; Greim, H.A.; Ladefoged, O.; Lambre, C.; Tarazona, J.V.; Brandt, I.; Vethaak, A.D., 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Critical Reviews in Toxicology*, 30 (1): 71-133. http://dx.doi.org/10.1080/10408440091159176

Warne, M.S.J.; Smith, R.A.; Turner, R.D.R., 2020. Analysis of pesticide mixtures discharged to the lagoon of the Great Barrier Reef, Australia. *Environmental Pollution*, 265 (Pt A): 114088. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114088

Wezel, A.; Casagrande, M.; Celette, F.; Vian, J.F.; Ferrer, A.; Peigne, J., 2014. Agroecological practices for sustainable agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 1-20. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0180-7

WWF; Almond, R.E.A.; Grooten, M.; Petersen, T., 2020. *Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss*. Gland, Switzerland: WWF, 159 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2020-09/20200910_Rapport_Living-Planet-Report-2020_ENGLISH_WWF-min.pdf

Xie, R.; Zhao, G.; Yang, J.; Wang, Z.; Xu, Y.; Zhang, X.; Wang, Z., 2021. eDNA metabarcoding revealed differential structures of aquatic communities in a dynamic freshwater ecosystem shaped by habitat heterogeneity. *Environmental Research*, 201: 111602. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.111602

Xue, W.; Zhang, Y.; Wei, W., 2021. Single and binary-combined toxic effects of acetochlor and Cu2+ on goldfish (Carassius auratus) larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 250: 109165. http://dx.doi.org/10.1016/j.cbpc.2021.109165

Yamamuro, M.; Komuro, T.; Kamiya, H.; Kato, T.; Hasegawa, H.; Kameda, Y., 2019. Neonicotinoids disrupt aquatic food webs and decrease fishery yields. *Science*, 366 (6465): 620-623. http://dx.doi.org/10.1126/science.aax3442

Yang, L.; Zha, J.; Guo, Y.; Zhou, B., 2020. Evaluation and mechanistic study of chlordecone-induced thyroid disruption: Based on in vivo, in vitro and in silico assays. *Science of the Total Environment*, 716: 136987. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136987

Yang, L.; Zhou, B.; Zha, J.; Wang, Z., 2016. Mechanistic study of chlordecone-induced endocrine disruption: Based on an adverse outcome pathway network. *Chemosphere*, 161: 372-381. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.034

Yoshioka, K.; Nakashita, H.; Klessig, D.F.; Yamaguchi, I., 2001. Probenazole induces systemic acquired resistance in Arabidopsis with a novel type of action. *Plant Journal*, 25 (2): 149-157. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-313x.2001.00952.x

Yu, Y.; Li, Y.; Shen, Z.; Yang, Z.; Mo, L.; Kong, Y.; Lou, I., 2014. Occurrence and possible sources of organochlorine pesticides (OCPs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) along the Chao River, China. *Chemosphere*, 114: 136-143. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.095

Yuan, X.; Lee, J.; Park, E.; Lee, H.K.; Kim, J.H., 2021. Toxicometabolomics of lindane in adult zebrafish (Danio rerio) using GC-MS/MS and LC-Orbitrap-MS/MS. *Applied Biological Chemistry*, 64 (1): 14. https://dx.doi.org/10.1186/s13765-021-00623-4

Zhang, C.; Zhou, T.T.; Xu, Y.Q.; Du, Z.K.; Li, B.; Wang, J.H.; Wang, J.; Zhu, L.S., 2020a. Ecotoxicology of strobilurin fungicides. *Science of the Total Environment*, 742: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140611

Zhang, X., 2019. Environmental DNA Shaping a New Era of Ecotoxicological Research. *Environmental Science & Technology*, 53 (10): 5605-5612. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b06631

Zhang, Y.; Sheedy, C.; Nilsson, D.; Goss, G.G., 2020b. Evaluation of interactive effects of UV light and nano encapsulation on the toxicity of azoxystrobin on zebrafish. *Nanotoxicology*, 14 (2): 232-249. http://dx.doi.org/10.1080/17435390.2019.1690064

Zhao, F.; Cao, F.; Li, H.; Teng, M.; Liang, Y.; Qiu, L., 2020. The effects of a short-term exposure to propiconazole in zebrafish (Danio rerio) embryos. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (30): 38212-38220. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-09968-7

Chapitre 12

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les réseaux trophiques

Auteurs : **Juliette Faburé**, **Clémentine Fritsch**, **Mickael Hedde** (coordinateur), **Elliott Sucré**

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Pilote référent : Stéphane Pesce

Sommaire

1. Cadrage scientifique du travail concernant les réseaux trophiques 823

1.1. Introduction 823

1.2. Eléments de définition relatifs au transfert trophique 824

2. Description et analyse du corpus bibliographique 825

2.1. Construction et combinaison des requêtes sur le WoS 825

2.2. Tri des ressources bibliographiques et grille de lecture 825

2.3. Analyse des données bibliométriques 826

2.4. Cartographie des situations étudiées 826

3. Analyse détaillée des connaissances disponibles 830

3.1. Quel est le transfert des PPP lors d'interactions trophiques ? 830

3.1.1. Transferts de PPP dans les réseaux trophiques terrestres 830

3.1.2. Transferts de PPP dans les réseaux trophiques aquatiques continentaux et marins 841

3.1.3. Transferts de PPP par voie trophique entre les écosystèmes aquatiques et terrestres 843

3.2. Quelle est la propagation des effets biologiques des contaminants par les interactions trophiques ? 844

3.2.1. Propagation des effets dans les réseaux trophiques terrestres 844

3.2.2. Propagation des effets dans les réseaux trophiques aquatiques continentaux et marins 848

3.2.3. Propagation des effets entre les écosystèmes aquatiques et terrestres 851

3.3. Quels sont les effets de ces propagations sur les fonctions et services écosystémiques ? 852
3.3.1. Fonctions relatives à la fourniture et au maintien de la biodiversité et des interactions biotiques (en lien avec le service de régulation des ravageurs) 852
3.3.2. Echanges gazeux et décomposition de la matière organique 853
3.3.3. Autres fonctions et services écosystémiques 853

4. Conclusion 854

4.1. Bilan des connaissances issues du corpus 854
4.2. Controverse(s) 855
4.3. Lacunes 855
4.4. Pistes d'amélioration 856
4.5. Conclusions générales 858

Références bibliographiques 860

1. Cadrage scientifique du travail concernant les réseaux trophiques

1.1. Introduction

Les éléments historiques vis-à-vis de l'étude des polluants ont mis en lumière l'importance des phénomènes écologiques liés aux interactions trophiques dans le devenir, le transfert et la propagation des effets des contaminants dans les écosystèmes. Ainsi, suite à l'industrialisation et à l'utilisation de phytopharmaceutiques synthétiques, le processus de bioamplification a été mis en évidence dans les écosystèmes terrestres et marins et a conduit à mieux comprendre les impacts de certains contaminants organiques comme les organochlorés (Rattner, 2009). Les effets indirects liés à la raréfaction des ressources en invertébrés sur les populations de consommateurs ont été découverts suite au développement de l'emploi massif de PPP après la première guerre mondiale (Kuijper *et al.*, 2009), et sont depuis plusieurs décennies mentionnées comme étant une cause du déclin de la biodiversité dans les écosystèmes agricoles (Stanton *et al.*, 2018). L'écotoxicologie trophique et l'écotoxicologie comportementale sont des thématiques émergentes en écotoxicologie, et des publications récentes soulignent l'importance des réponses comportementales pour la définition des objectifs de protection environnementale et l'évaluation du risque (Ford *et al.*, 2021). Les comportements de nourrissage et les comportements anti-prédation peuvent représenter des enjeux de vie ou de mort pour les organismes sauvages, impliquant directement leur survie et leur *fitness*, mais aussi, par voie de conséquence, pour la dynamique des populations et des communautés, de même que pour la structure du réseau trophique en modifiant les interactions entre les taxons (liens de consommation, compétition) au sein de la communauté. Les grands paradigmes de l'écologie des communautés s'appliquent dans les processus qui régissent le devenir, le transfert et les impacts des contaminants dans les écosystèmes. Par exemple, la théorie des réseaux trophiques s'applique pour la modélisation et la compréhension des transferts de contaminants et des mécanismes de bioamplification, l'hypothèse de cascade trophique, les relations proies-prédateurs et le principe d'exclusion compétitive qui régissent les effets indirects des contaminants, avec des implications de régulation « *top-down* » et « *bottom-up* » des dynamiques de populations (Clements et Rohr, 2009). Par conséquent, il apparaît crucial de considérer les réseaux trophiques dans l'évaluation des impacts et le développement de mesures de gestion des risques liés aux contaminants.

L'importance de la prise en compte des interactions trophiques pour évaluer l'exposition aux PPP est reconnue y compris dans les cadrages réglementaires. Ainsi, les caractéristiques chimiques des molécules favorisant leur transfert et leur bioamplification dans les chaînes alimentaires sont considérées dans la législation de manière à éviter leur usage en raison des risques pour l'environnement et la santé (e.g. BCF, log K_{ow}) (European Food Safety Authority, 2008). De plus, pour l'évaluation des risques liés aux PPP pour les vertébrés terrestres et dans le récent guide de l'EFSA pour l'harmonisation des méthodes d'évaluation du risque pour la santé humaine, pour la santé des animaux, et pour les écosystèmes lié à l'exposition combinée à des composés multiples la voie trophique est considérée comme la principale voie d'exposition (European Food Safety Authority, 2008 ; More *et al.*, 2019 ; Beronius *et al.*, 2020).

La compréhension des impacts non intentionnels sur les organismes *in natura* reste parcellaire surtout aux plus hauts niveaux d'organisation biologique que sont les populations, communautés et écosystèmes. Si les modes d'action des phytopharmaceutiques sur leurs cibles sont connus et décrits dans la majorité des cas, les défis sont de (1) réussir à cibler les organismes visés comme nuisibles ou ravageurs tout en protégeant les organismes non-cibles malgré leur proximité phylogénétique, et (2) parvenir à identifier les effets indésirables des cibles cellulaires jusqu'aux niveaux des communautés et du fonctionnement des écosystèmes en dépit d'une complexité croissante (Kohler et Triebskorn, 2013). La prise de conscience des effets sublétaux des PPP sur le long-terme a amené le développement de recherches sur les impacts indirects de l'usage de phytopharmaceutiques, ces effets dits indirects concernant les interactions biotiques comme les interactions hôte-parasite, les relations proies-prédateurs ou encore la pollinisation (Kohler et Triebskorn, 2013). Les PPP, y compris les dernières générations de biopesticides, peuvent induire des effets indésirables pour les organismes non-cibles, et dans certains cas, cela

peut être à cause d'effets indirects à travers des altérations d'interactions biotiques plutôt qu'en raison de toxicité aigüe liée aux modes d'action toxiques directs (Kohler et Triebskorn, 2013).

Néanmoins, l'étude du comportement des PPP dans les réseaux trophiques constitue une lacune importante dans la compréhension de la réalité des risques liés aux molécules actuellement utilisées. Ces dernières générations de composés sont moins étudiées (mis à part quelques classes de molécules notamment parmi les insecticides comme les néonicotinoïdes) vis à vis des problématiques de propagation trophique des molécules et des effets que les phytopharmaceutiques historiques classés parmi les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques (substance PBT) qui sont aujourd'hui interdits d'usage (e.g. organochlorés, organophosphorés). Ce, probablement en raison des encadrements réglementaires (évaluation du risque environnemental) dont l'objectif était de limiter l'autorisation de mise sur le marché à des phytopharmaceutiques plus spécifiques vis-à-vis de leurs cibles, peu persistants, et faiblement bioaccumulables, ces caractéristiques visant théoriquement à garantir une faible probabilité d'occurrence d'effets non intentionnels dans les réseaux trophiques. Les manques de connaissances sur les transferts trophiques et la propagation des effets s'expliquent également par la difficulté à appréhender en laboratoire les interactions existant au sein des communautés et à les quantifier sur le terrain malgré les évolutions techniques, tout autant qu'à les traiter *a priori* par modélisation. Si les études de terrain peuvent permettre de mieux appréhender l'influence des interactions trophiques sur le transfert des PPP et sur leurs effets au sein d'une communauté, ce type de recherches reste peu développé sur les PPP actuels et ce inégalement selon les écosystèmes et les taxons.

Ce chapitre concernant spécifiquement les réseaux trophiques apporte des éléments de réponses à trois questions liées à l'effet des produits phytopharmaceutiques sur ces réseaux et les fonctions écologiques associées :

- Quels sont les transferts dans le compartiment biotique des molécules de PPP lors d'interactions trophiques ?
- Quelle est la propagation des effets biologiques indésirables des PPP depuis les organismes cibles ou non-cibles *via* les interactions trophiques ?
- Quels sont les effets de ces propagations sur les fonctions et services écosystémiques ?

1.2. Eléments de définition relatifs au transfert trophique

L'adjectif « trophique » se rapporte à ce qui a rapport à la nutrition des tissus vivants, des organes et des individus, et également ce qui est propre ou relatif à l'alimentation. L'alimentation est intrinsèquement liée à la nutrition et à l'écophysiologie des organismes vivants (Majdi *et al.*, 2018). Les quantités et la composition des ressources en minéraux et matières organiques sont cruciales pour la survie des êtres vivants, leur croissance et leur fécondité, avec une propagation de ces propriétés aux niveaux d'organisation sub-individuels et individuels vers la démographie des populations et les niveaux d'organisation supérieurs (Majdi *et al.*, 2018). L'acte d'alimentation implique l'acquisition de nourriture chez les organismes hétérotrophes, et par conséquent repose sur des interactions alimentaires entre les consommateurs et leurs ressources. Les interactions trophiques génèrent ainsi des effets réciproques sur la démographie des organismes ressources et de leurs consommateurs, et sont à l'origine de relations interdépendantes entre les organismes au sein des communautés (Majdi *et al.*, 2018). Sous cette définition, la consommation d'eau pour la boisson chez les hétérotrophes ne peut pas être réellement considérée comme un acte trophique. Par ailleurs, elle n'est que peu abordée dans la littérature sur les PPP. A ce titre elle ne sera pas traitée spécifiquement dans la présente synthèse.

Le facteur de bioamplification (BMF ; « *biomagnification factor »*) et le facteur d'amplification trophique (TMF ; « *trophic magnification factor » ou "food web magnification factor" (FWMF)*) sont calculés en partant de l'hypothèse que la concentration en contaminant dans un consommateur dépend de la concentration en contaminant dans sa proie (parfois corrigée pour tenir compte de la différence de niveau trophique entre le consommateur et sa proie). Différentes formules de calcul sont utilisées dans la littérature, mais d'une manière générale le BMF est calculé en comparant les concentrations dans le consommateur par rapport aux concentrations dans sa/ses proie/s, tandis que le TMF est calculé en tenant compte du niveau trophique (et parfois de la teneur en lipides pour les composés

lipophiles) afin de caractériser les relations entre les concentrations accumulées et le niveau trophique des organismes. Un contaminant présentant un BMF et/ou un TMF supérieur à 1 est considéré comme étant bioamplifié dans la chaîne alimentaire, tandis qu'une valeur de BMF et/ou de TMF comprise entre 0 et 1 indique que le contaminant n'est pas bioamplifié.

2. Description et analyse du corpus bibliographique

2.1. Construction et combinaison des requêtes sur le WoS

En écho à la stratégie globale appliquée dans l'ESCo, notre stratégie a consisté en l'élaboration une liste de mots-clés pour trois grands thèmes ('Biodiversité', 'Pesticides', 'Ecotoxicologie'). Nous avons aussi construit une liste de mots-clés spécifique à notre groupe de travail sur la propagation des effets par voie trophique ('Ecologie Trophique'). Cette dernière contient des mots-clés tels que *trophic ; tritrophic ; multi-trophic ; "food web$" ; poisoning ; intoxication ; bioaccumulation ; biomagnification ; cascading ; predat* ; consumer$; propagat* ; "top-down regulation"* ou *"bottom-up regulation"* (liste non exhaustive). Nous avons ensuite construit des requêtes à partir de ces listes de mots-clés et de connecteurs booléens (et, ou…). Nous avons exploré les différentes combinaisons possibles (agrégation et /ou intersection) entre ces 4 requêtes pour identifier la plus pertinente pour extraire un corpus littéraire sur le WoS. Cette pertinence a été évaluée par la capacité des combinaisons de requêtes à extraire des articles jugés incontournables par les experts, sans apporter trop de bruit (articles indésirables). La combinaison optimale nous a permis d'extraire un corpus de 1 283 ressources à partir du WoS.

2.2. Tri des ressources bibliographiques et grille de lecture

A l'issue de la sélection initiale de 1 283 références arrêtée le 21/01/2021, nous avons pu ajouter des références complémentaires publiées en 2021 sur la base des mêmes requêtes ainsi que des articles qui nous ont été transmis par les collègues d'autres groupes de travail lors du travail de tri de leur propre corpus. Nous avons aussi ajouté à ce corpus des articles traitant de questions précises et qui n'apparaissaient pas dans le corpus issu du WOS. Les références ont été partagées de manière homogène entre les 4 membres du groupe de travail. Elles ont été analysées individuellement sur la base de leur titre et de leur résumé. Nous avons abouti à un corpus consolidé de 176 articles.

Au sein de ce corpus, nous avons isolé 79 articles à partir desquelles il était possible d'extraire des données et des métadonnées bibliographiques de manière à conduire une analyse quantitative de cette littérature. Seules les publications permettant de renseigner les différents champs précisés ci-dessous et étudiant explicitement les relations trophiques ont été considérées. Cela exclut *de facto* les synthèses et les méta-analyses. Il s'agissait pour nous d'éclairer la composition du corpus avec quelques chiffres que l'on pense représentatifs. Au travers d'une grille de lecture de ces articles, nous avons recensé les informations sur l'année de publication, le pays où a été réalisé l'étude, une éventuelle spécificité ultra-marine, l'approche utilisée (en conditions contrôlées, *in natura*…), la molécule et son mode d'action, le taxon, le groupe trophique (producteur primaire, décomposeurs, microbivores, phytophage/herbivore, prédateur/zoophage, top-prédateur, omnivore, détritivores), le niveau d'organisation (individu, population, communauté), la variable biologique mesurée (bioconcentration, mortalité, consommation...), le sens de l'effet sur la fitness de l'organisme ou la caractéristique des populations/communautés (positif, neutre, fluctuant, négatif), et les éventuelles fonctions écosystémiques impactées. Le nom des organismes a été homogénéisé en suivant le référentiel du GBIF. Nous avons regroupé ces réponses biologiques en grandes catégories (physiologie, morphologie, comportement, reproduction, survie, concentration en PPP, démographie, abondance, biomasse, diversité). Les variables étaient orientées dans le sens où un effet négatif impactait la *fitness* des individus ou le maintien des populations. Ainsi, le sens des variables de mesure des facteurs de bioconcentration (*BCF*s), de biomagnification (*BMF*s), etc. a été inversé: quand le *BCF*/*BMF* était significativement plus important que dans des organismes 'contrôle', l'effet des PPP était reporté comme négatif.

Au total, nous avons enregistré 79 articles, présentant 129 situations. Cela représente 279 occurrences qui croisent les organismes, les molécules, le critère d'effet et le mode d'exposition. Il ne s'agit pas ici d'en faire une méta-analyse mais plutôt de cartographier les grands éléments de compréhension des impacts des PPP sur les organismes dans le cadre de la propagation trophique.

2.3. Analyse des données bibliométriques

Ce jeu de 79 articles présente une dynamique de publication avec un pivot autour de 2010 (Figure 12-1). Il y a de 1 à 4 articles par an entre 2000 et 2010, et de 4 à 8 articles par an entre 2010 et 2020. Les études présentant des données primaires retenues proviennent principalement d'Amérique du Nord, d'Europe ainsi que de la Chine, du Brésil et de l'Australie (Figure 12-2).

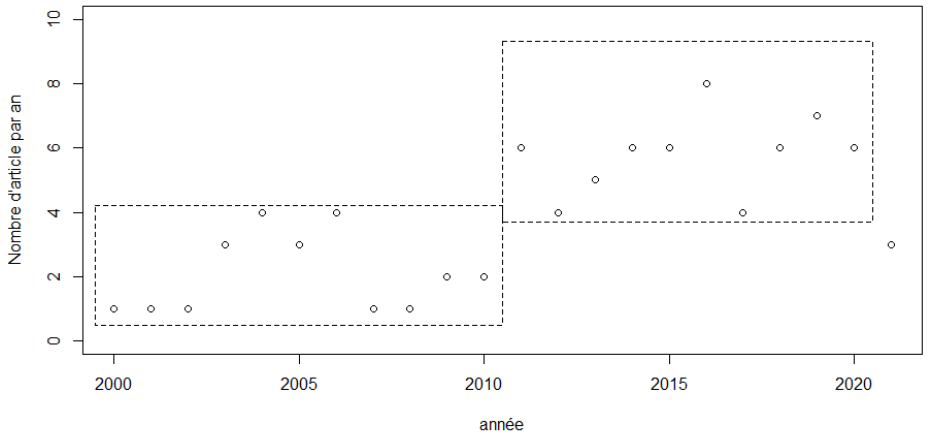


Figure 12-1. Dynamique de publication des études retenues dans le corpus final

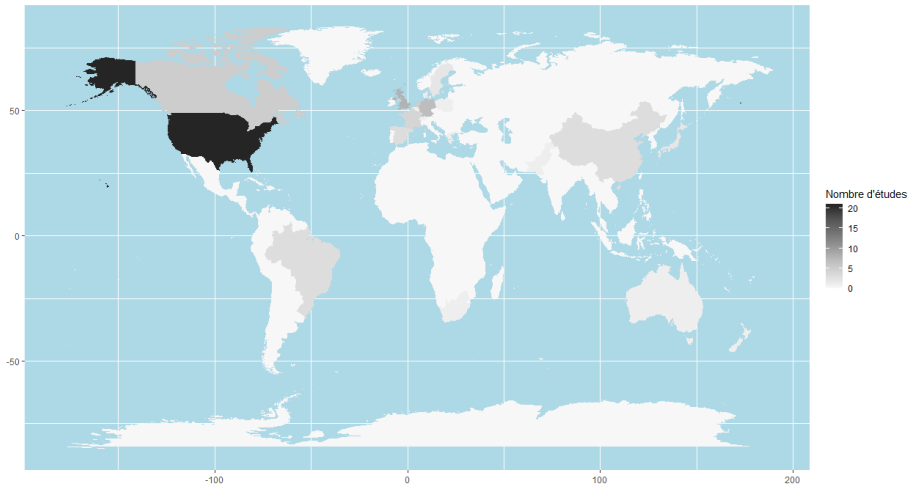


Figure 12-2. Localisation géographique des études retenues dans le corpus final

2.4. Cartographie des situations étudiées

Parmi les 129 situations étudiées, 79 considéraient le transfert trophique d'insecticides, soit 61% des cas. Les herbicides représentent le second mode d'action le plus étudié (20%). Nous avons identifié entre 3 et 8 situations étudiées pour les acaricides, les molluscicides, les fongicides et les rodenticides (2% à 6% des situations, le total des 4 atteignant 15% des ressources). Enfin, quelques ressources primaires étudiaient un mélange de fongicide +

insecticide (3 situations) et d'herbicide + fongicide (1 situation). La figure 12-3 indique que les familles d'insecticides les plus étudiées sont le pyréthrinoïdes (lambda-cyhalothrine, cyperméthrine…), les néonicotinoïdes (thiaméthoxame, imidaclopride et thiaclopride) et des organo-phosphorés (chlorpyrifos, malathion…). De même, les familles d'herbicides les plus étudiées sont les phénylurées (diuron, linuron) et les triazines (atrazine, terbutryne). Le faible nombre d'études portant sur les fongicides, acaricides, rodenticides et molluscicides ne permettent pas de dégager de tendances.

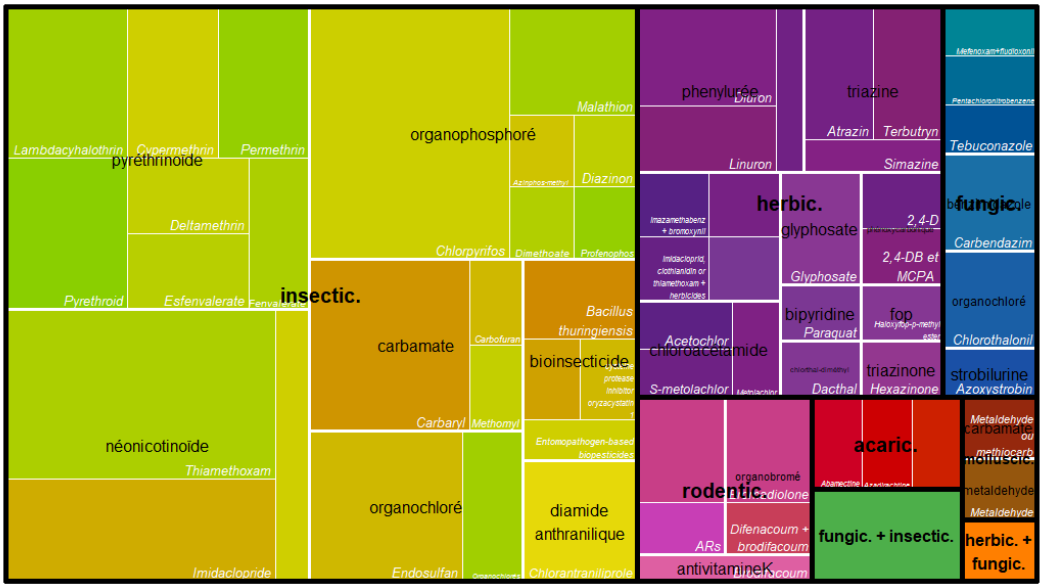


Figure 12-3. Proportions relatives des molécules actives utilisées dans les ressources du corpus final

Nous avons regroupé les approches en 4 groupes selon qu'il s'agissait d'études en laboratoire ('lab') ou dans les écosystèmes ('ecosys'), d'observation ('obsv') ou de conditions contrôlées ('cc') (Figure 12-4). Les résultats proviennent principalement d'études menées en conditions contrôlées que ce soit dans les écosystèmes (méso- ou macrocosmes, essais agronomiques, etc. ; 23% des ressources) ou en laboratoire (45% des ressources). Les études observationnelles *in natura* représentent 31% des ressources. Enfin, peu de ressources combinent des travaux au laboratoire et dans les écosystèmes (<1%).

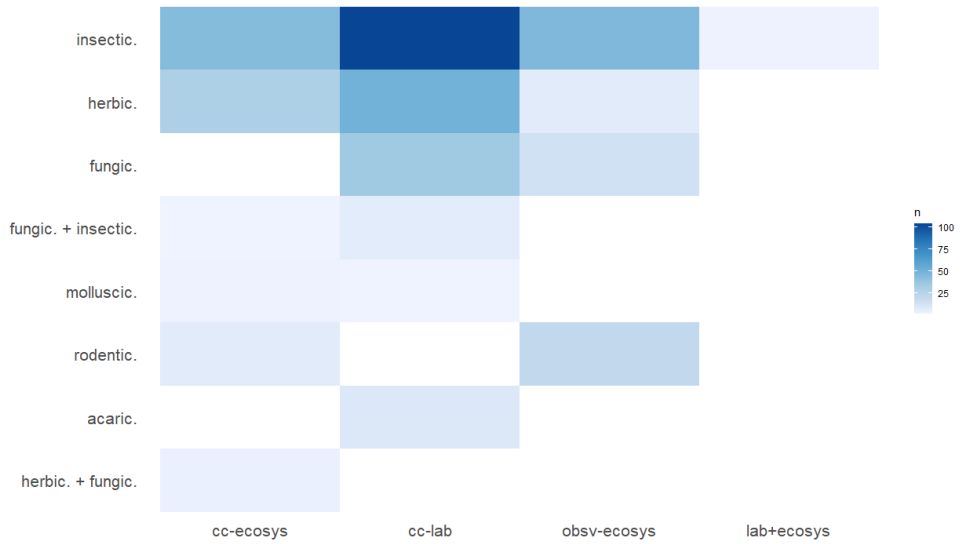


Figure 12-4. Nombre d'expériences/observations selon le mode d'action et les approches utilisées : études en laboratoire ('lab') ou dans les écosystèmes ('ecosys'), d'observation ('obsv') ou de conditions contrôlées ('cc')

Un total de 119 taxons impliqués dans des interactions trophiques a pu être reporté à partir du corpus de ressources bibliographiques primaires. Les animaux sont les plus étudiés (83% des informations), les effets sur les plantes, les champignons et les bactéries sont plus rarement rapportés (Figure 12-5). Les classes d'animaux les plus documentées sont par ordre décroissant les insectes, les oiseaux, les mammifères et les malacostracés (crevettes, cloportes, gammares, etc) avec respectivement, 32%, 14%, 8% et 8% des mesures/observations reportées. La résolution taxonomique s'étale du royaume (par exemple, bactérie, champignons) jusqu'à l'espèce (83 citées). Les informations sur les mammifères sont souvent indiquées par espèces alors que chez les insectes ou les amphibiens la résolution taxonomique dépend du stade de vie des organismes étudiés, comme pour les têtards ou les larves. Ces chiffres sont à mettre en regard des millions d'espèces présentes sur Terre. La figure 12-6 montre que dans la plupart des travaux du corpus les effets du transfert et de la propagation trophique des PPP sont estimés sur un seul niveau trophique. Le nombre d'études décroît avec le nombre de niveaux trophiques, au maximum 4 niveaux trophiques ont été étudiés simultanément.

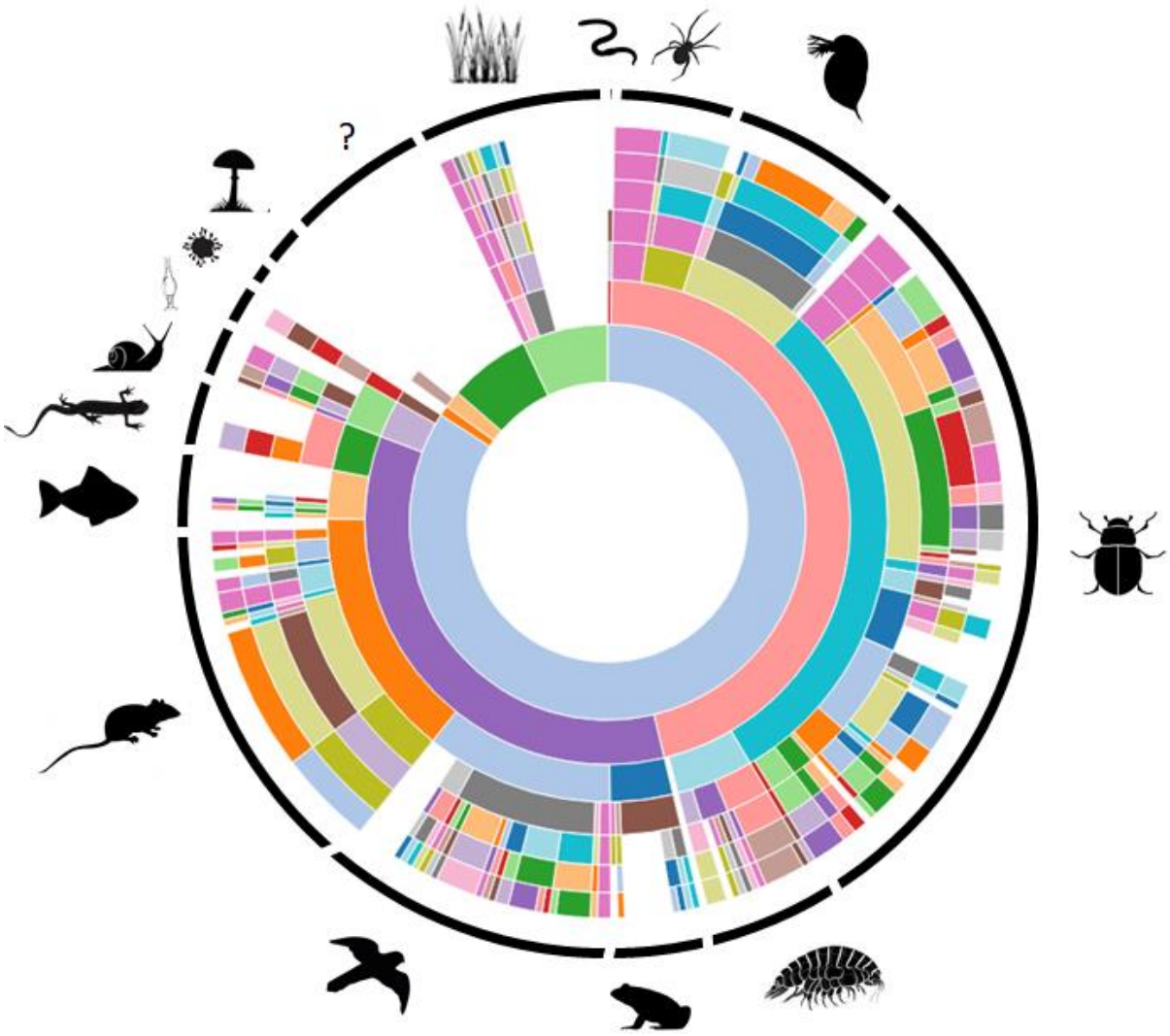


Figure 12-5. Répartition du nombre de mesures/observations réalisées dans le corpus final en fonction des taxons et de la résolution taxonomique.

Les cercles concentriques correspondent du centre vers l'extérieur à domaine, phylum, classe, ordre, famille, genre, espèces.

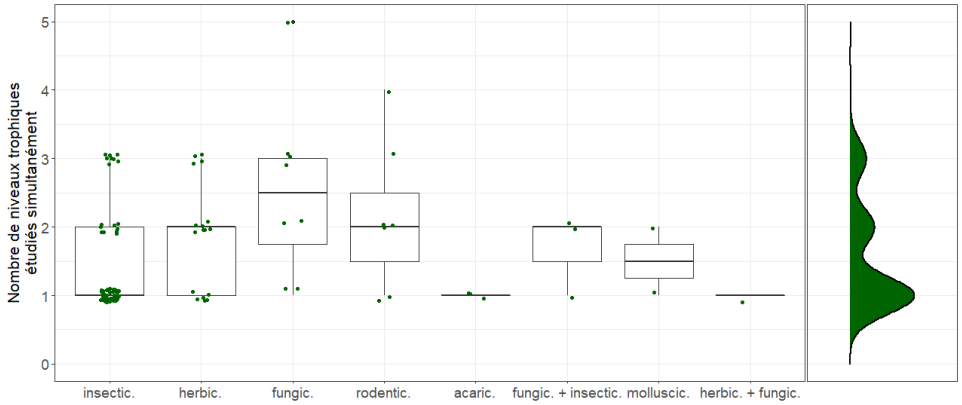


Figure 12-6. Répartition du nombre de niveaux trophiques étudiés dans les ressources composant le corpus final en fonction des modes d'action. Les niveaux trophiques définis sont : décomposeur, microbivore, producteur primaire, herbivore, zoophage, omnivore, top-prédateur et détritivore.

La figure 12-7 indique la répartition des effets lorsque le mode d'action des PPP et le niveau trophique des organismes étudiés sont croisés. Il apparaît que de nombreuses combinaisons n'ont pas été étudiées dans le corpus sélectionné. Parmi ces lacunes, on peut citer l'absence de connaissances concernant l'effet des molluscicides sur les top-prédateurs ou des fongicides sur les microbivores et les détritivores. De plus, peu de travaux ont été menés sur des mélanges de molécules avec des modes d'action différents (fongicide + insecticide, herbicide + fongicide). Les études portent principalement sur les zoophages et les herbivores, *a contrario* les détritivores et les microbivores reçoivent peu d'intérêt. Une minorité d'effets positifs ont été rapportés. Dans la grande majorité des cas (niveau trophique x mode d'action), les effets de PPP sont principalement négatifs. Toutefois, cette conclusion repose parfois sur un faible nombre d'occurrence. A l'opposé, les effets de rodenticides sur des herbivores (3 occurrences), d'insecticides sur des producteurs primaires, des herbivores ou des top-prédateurs (respectivement 23, 30 et 15 occurrences) incluent une part substantielle (>30%) d'effets fluctuants ou neutres.

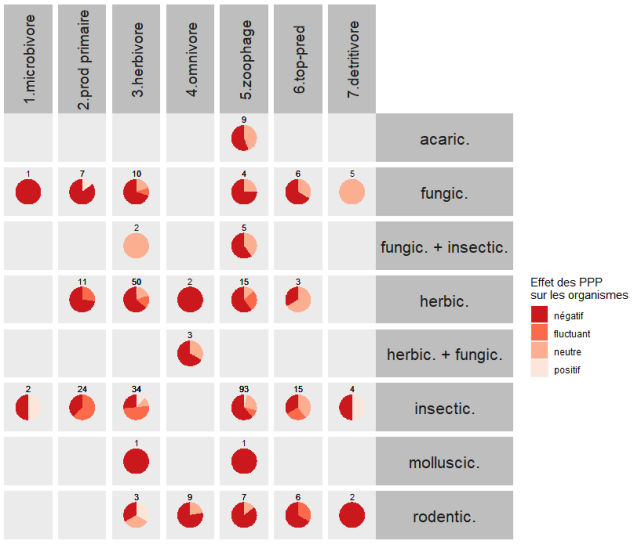


Figure 12-7. Effet des PPP sur les organismes dans les études retenues dans le corpus final portant sur la propagation trophique, en croisant mode d'action et niveaux trophiques. Les chiffres au-dessus des diagrammes en camemberts indiquent le nombre d'occurrence (observation/mesure).

Globalement, la modification du comportement des organismes est la famille de critères d'effets la plus évaluée Figure 12-8), avec la nuance que les invertébrés ont une forte représentation dans cette part du corpus. Les concentrations *sensu lato* (bioaccumulation, BCF, BMF) ne sont pas quantifiées systématiquement, et assez

rarement en même temps que d'autres critères d'effets. La majorité des connaissances a été acquise au niveau d'organisation 'population'. Seuls les herbicides et les insecticides présentent des informations au niveau individuel. A l'exception des insecticides, des informations disparates existent sur les effets des PPP sur les communautés. En majorité, les effets des PPP semblent être négatifs sauf sur le comportement. La survie n'est pas un paramètre régulièrement mesuré, probablement parce que les doses utilisées ne sont pas jugées létales.

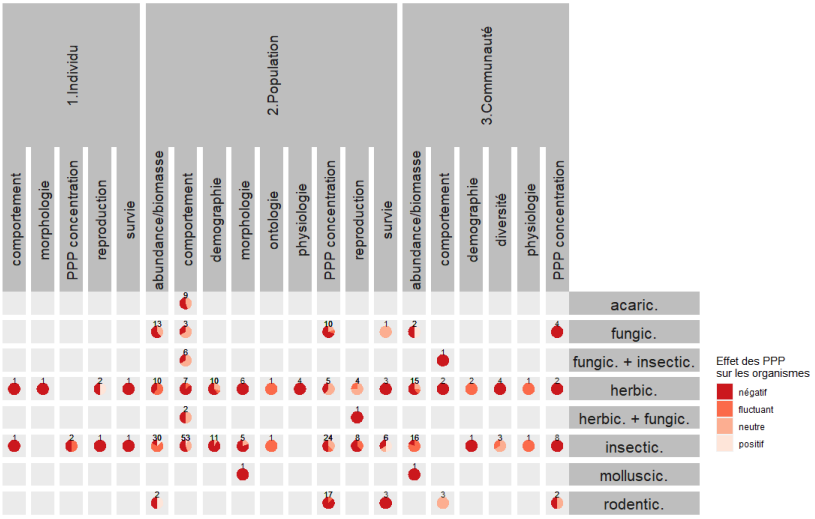


Figure 12-8. Effet des PPP sur les organismes dans les études retenues dans le corpus final portant sur la propagation trophique, en croisant mode d'action et les mesures biologiques (séparés par niveau d'organisation biologique croissant). Les chiffres au-dessus des diagrammes en camemberts indiquent le nombre d'occurrence (observation/mesure).

3. Analyse détaillée des connaissances disponibles

3.1. Quel est le transfert des PPP lors d'interactions trophiques ?

3.1.1. Transferts de PPP dans les réseaux trophiques terrestres

Différence de connaissances entre vertébrés et invertébrés

Très peu de travaux ont été menés sur les quantités de phytopharmaceutiques et plus particulièrement d'insecticides dans les invertébrés et leur transfert dans les niveaux trophiques supérieurs, excepté pour le DDT et autres PPP organochlorés (Armitage et Gobas (2007) ; Senthilkumar *et al*. (2001); Rodrigues *et al*. (2013) ; Morera *et al.* (2016) ; Lupi *et al*. (2016) ; Douglas *et al*. (2015) ont étudié en laboratoire et sur le terrain l'influence du néonicotinoïde thiaméthoxame, appliqué en tant qu'enrobage sur les graines de soja, sur les interactions entre le soja, les mollusques herbivores (ravageurs) non ciblés et les insectes prédateurs. En laboratoire, la limace *Deroceras reticulatum* (O.F. Müller, 1774) n'a pas été affectée par le thiaméthoxame, mais les coléoptères prédateurs (*Chlaenius tricolor* (Paykull, 1790)) qui ont mangé ces limaces ont été affectés ou tués dans plus de 60% des cas. Au champ, les traitements de semences à base de thiaméthoxame ont diminué l'activité-densité des arthropodes prédateurs, relâchant ainsi la prédation des limaces et réduisant les densités de soja de 19% et le rendement de 5%. Les analyses des résidus de thiaméthoxame ont révélé que les concentrations d'insecticides diminuent tout au long de la chaîne alimentaire, mais que les niveaux dans les limaces collectées sur le terrain (jusqu'à 500 ng g^{-1}) étaient encore suffisamment élevés pour nuire aux insectes prédateurs. D'après Douglas *et al*. (2015), ces travaux sur le transfert trophique du thiaméthoxame remettent en question l'idée que les néonicotinoïdes appliqués sur les semences ciblent précisément les ravageurs herbivores et soulignent la nécessité de prendre en compte les arthropodes prédateurs et les communautés d'organismes du sol dans l'évaluation des risques et la gestion des néonicotinoïdes.

Concernant le biocontrôle, et plus particulièrement la lutte biologique, il existe encore peu d'études sur le transfert des substances dans les réseaux trophiques. Harwood *et al*. (2006) ont étudié le transfert de l'endotoxine Cry1Ab-Bt le long de la chaîne alimentaire maïs-limace-carabe. Les essais en laboratoire ont été confirmés sur le terrain et montrent que malgré l'absorption d'endotoxines Bt par la limace *Deroceras laeve* (O.F. Müller, 1774), aucune endotoxine Bt n'a été détectée dans les carabiques, *Scarites subterraneus* Fabricius, 1775, collectés en laboratoire ou sur le terrain, il n'y a donc pas de transfert le long de cette chaîne alimentaire. Par ailleurs, la reproduction des carabes n'a pas été impactée.

A l'inverse, les travaux sur les vertébrés terrestres ont permis de mettre en évidence une bioaccumulation et une bioamplification dans les réseaux trophiques pour de nombreuses molécules aujourd'hui interdites en usage phytopharmaceutiques ou retirées du marché, avec des exemples emblématiques comme celui du DDT (Rattner, 2009 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Malgré l'évolution de la législation avec des interdictions d'usage depuis plusieurs décennies, ces molécules persistantes sont encore présentes dans l'environnement et sont transférées dans les réseaux trophiques. Christensen *et al*. (2013) montrent la bioamplification de phytopharmaceutiques persistants (OC, DDT, chlordane) dans un réseau trophique, jusqu'à leur accumulation chez le grizzlis (*Ursus arctos horribilis* Ord, 1815 ; Canada). Cependant, le régime alimentaire des grizzlis aurait une forte incidence sur la quantité de phytopharmaceutiques bioaccumulés. En effet, lorsqu'un grizzli passe d'un régime à base de saumon (fortement contaminé) à un régime herbivore (végétaux peu contaminés), cela favoriserait l'excrétion des contaminants, et donc une diminution des PPP bioaccumulés chez ce grizzli.

Sur la base de la littérature disponible, le transfert trophique de PPP a été plus étudié chez les vertébrés que chez les invertébrés dans les écosystèmes terrestres.

Mécanismes de transfert de PPP chez les vertébrés

L'intoxication des vertébrés par voie trophique peut-être divisée en 3 catégories principales : ***empoisonnement direct*** via la consommation de produits/appâts traités, ***empoisonnement secondaire*** ou ***toxicité de relai*** via la consommation de proies empoisonnées (intoxiquées) volontairement ou accidentellement par des PPP, et *exposition par* ***transfert trophique*** *via la consommation d'items alimentaires contaminés* lorsque les substances sont accumulées/transférées dans les réseaux trophiques. S'ajoute une voie de contamination alimentaire qui n'est pas liée à la consommation d'items contaminés, mais aux activités de toilettage : les résidus de PPP sur les surfaces kératinisées des animaux suite au dépôt de PPP présents dans l'air (pulvérisations, volatilisation) sont ingérés lors de la toilette, et chez les oiseaux du lissage des plumes (Lambert *et al.*, 2005). Cette voie est très peu renseignée dans la bibliographie concernant les transferts trophiques des PPP actuellement en usage, de même que l'exposition via l'ingestion de sol. De plus, un questionnement reste ouvert sur la participation éventuelle de l'eau de boisson contaminée à l'exposition des organismes : cette voie doit-elle être considérée comme une voie « trophique » ? Si oui, quelle est sa contribution à l'exposition ? La voie est orale et l'absorption des composés serait digestive au même titre que lors de l'exposition via le nourrissage et les activités de toilettage. L'exposition *via* l'eau de boisson comme média contaminé est pourtant une méthodologie largement utilisée pour les tests en laboratoire visant à étudier les effets des contaminants chez les vertébrés terrestres comme les mammifères et les oiseaux.

Les différences de toxicité entre les différentes voies d'exposition semblent difficiles à généraliser, et sont apparemment dépendantes du taxon considéré et des substances considérées. Par exemple, chez le lézard *Sceloporus occidentalis* Baird et Girard, 1852 des comparaisons basée sur des tests de mortalité utilisant 4 PPP appartenant à différentes familles chimiques endosulfan (organochloré), lambda-cyhalothrine (pyréthrinoïde), chlorothalonil (isophtalonitrile), et brodifacoum (anticoagulant : anti-vitamine K), les auteurs ont montré qu'aucun des 4 composés n'était toxique par voie cutanée, tandis que par voie orale des effets toxiques étaient mis en évidence, en particulier pour l'endosulfan et la lambda-cyhalothrine (LD50 = 9,8 µg/g et 916,5 µg/g, respectivement) (Weir *et al.*, 2015). Le type de liquide utilisé pour exposer les animaux par voie orale peut modifier la LD50 : c'était le cas dans cette étude pour la lambda-cyhalothrine (l'acétone augmentait la toxicité par rapport aux autres liquides : $LD50_{orale}$ = 9,8 µg/g; $LD50_{cutanée}$ = 17,5 µg/g) mais pas pour l'endosulfan (Weir *et al.*, 2015). A

l'inverse chez les crapauds du genre *Anaxyrus*, Cusaac *et al*. (2017) ont mis en évidence une toxicité aigue lors d'expositions par voie cutanée au fongicide Headline AMP composé de pyraclostrobine et de metconazole, avec de fortes occurrences de mortalité dans certaines conditions d'exposition (par exemple pulvérisation directe, exposition au sol contaminé immédiatement après traitement). Une exposition par voie trophique en fournissant aux crapauds des crickets contaminés par le fongicide n'a par contre pas entrainé d'effets de toxicité aigue ou de modifications de comportement d'orientation ou nourrissage.

Empoisonnement trophique direct

Il touche les groupes trophiques pouvant se nourrir de graines enrobées/traitées lors des semis, d'appâts empoisonnés sous forme de graines ou pâte par exemple : il s'agit donc de granivores, d'omnivores et de généralistes/opportunistes comme les perdrix, divers colombidés et corvidés, de nombreux passereaux (Emberizidae, Fringillidae, Passeridae et Paridae) (Guitart *et al.*, 2010 ; Millot *et al.*, 2017 ; Buchweitz *et al.*, 2019). Divers mammifères peuvent être concernés par les empoisonnements directs, omnivores et herbivores/granivores, dont les micromammifères (Barber *et al.*, 2003; Guitart *et al.*, 2010). L'empoisonnement illégal ou involontaire reste pratiqué avec des appâts le plus souvent utilisant des phytopharmaceutiques organophosphorés et carbamates ou des anticoagulants, touchant les passereaux, les oiseaux marins, les rapaces, et les mammifères carnivores (Guitart *et al.*, 2010 ; Molenaar *et al.*, 2017 ; Ntemiri *et al.*, 2018 ; Parvanov *et al.*, 2018; Di Blasio *et al.*, 2020 ; Badry *et al.*, 2021). Les principaux modes d'action en jeu sont principalement les insecticides et les rodenticides, cependant les fongicides sont également concernés car régulièrement présents dans les enrobages de semences. Les intoxications directes accidentelles liées aux PPP touchent principalement les oiseaux, et au cours des dernières décennies la majorité des empoisonnements rapportés par les réseaux d'épidémiosurveillance et de toxicovigilance font suite à l'ingestion de graines enrobées impliquant les néonicotinoïdes et régulièrement d'autres molécules comme des fongicides (e.g. thirame) (Millot *et al.*, 2017 ; Buchweitz *et al.*, 2019). L'amélioration des techniques de semis peut permettre de limiter le risque d'empoisonnement direct en garantissant un enfouissement efficace des grains traités pour que la proportion de grains en surface après la plantation soit faible, et peut s'accompagner d'une faible consommation de grains traités (par exemple à la clothianidine) par les oiseaux (McGee *et al.*, 2018). Cependant, l'efficacité de ces méthodes pouvant dépendre des techniques de plantation et du type de semence, elles ne sont probablement pas généralisables à toutes les situations de semences enrobées à la clothianidine (McGee *et al.*, 2018)). Les impacts d'ingestion de semences traitées peuvent entraîner des empoisonnements aigus comme décrit ci-dessus mais également des effets sublétaux y compris sur le succès de reproduction. Récemment, Lopez-Antia *et al*. (2018) ont mis en évidence des effets adverses sur la physiologie (niveaux réduits de cholestérol et triglycérides, réduction de la pigmentation basée sur les caroténoïdes) et sur la reproduction avec une taille de nichée diminuée de plus de 50% chez la perdrix rouge (*Alectoris rufa* L., 1758) nourrie avec des grains traités au flutriafol (un fongicide systémique) à 20% et 100% des doses d'application. Des travaux de modélisation sur les effets potentiels de diverses semences enrobées (fèves, orge et lin) sur la reproduction d'oiseaux de milieux agricoles (linotte mélodieuse *Carduelis cannabina* L., 1758, alouette des champs *Alauda arvensis* L., 1758, bruant jaune *Emberiza citrinella* L., 1758 et corbeau freux *Corvus frugilegus* L., 1758) révèlent l'importance des traits biologiques sur la probabilité des impacts (Crocker et Lawrence, 2018). Si d'après les caractéristiques physiologiques le corbeau devrait être moins à risque car les oiseaux de plus grande taille consomment moins en proportion de leur poids corporel que les petites espèces, cette espèce était plus vulnérable dans presque tous les scénarii de modèles. En effet, la phénologie de reproduction du corbeau freux coïncide avec les périodes de semis. De plus les autres espèces pratiquent plusieurs tentatives de reproduction qui peuvent permettre une compensation par un succès postérieur en cas d'échec des premières nichées (Crocker et Lawrence, 2018). Ceci souligne par ailleurs l'importance cruciale de certains paramètres d'ordre trophique lors de la prédiction des effets : la voie d'exposition principale considérée pour les vertébrés terrestres tels que mammifères et oiseaux dans les procédures d'évaluation du risque lié aux PPP est la voie trophique, et les estimations sont basées sur des caractéristiques d'apports alimentaires qui s'ils ne correspondent pas réellement aux espèces sauvages peuvent largement biaiser les estimations. Il en est de même sur la phénologie et sur les tentatives de reproduction, qui sont estimées sur la base de données de la littérature n'intégrant pas les éventuelles modifications dues à des facteurs externes comme la prédation et la quantité/qualité des ressources alimentaires.

Il est à noter que la littérature est lacunaire pour pouvoir réellement caractériser et quantifier les éventuelles intoxications liées à l'usage de PPP sur les mammifères, la majorité des publications traitant des oiseaux (*cf.* ci-dessus). Par contre la bibliographie est largement développée sur les mammifères concernant les rodenticides anticoagulants (Berny, 2007 ; Tosh *et al.*, 2012; Geduhn *et al.*, 2014 ; Elmeros *et al.*, 2019 ; Seljetun *et al.*, 2019 ; Seljetun *et al.*, 2020), avec la particularité cependant qu'il existe peu de pays autorisant les anticoagulants de seconde génération en usage phytopharmaceutique, les cas rapportés dans la littérature traitent principalement d'usage biocide. Actuellement en France, le phosphure de zinc est le seul rodenticide homologué pour l'usage agricole, ce depuis 2017, tandis que les rodenticides anticoagulants de première et seconde génération ont progressivement été interdits en usage pesticide. Ce composé a également été adopté au cours des dernières années par différents pays à travers le monde pour la lutte contre les rongeurs agricoles et divers autres mammifères considérés comme nuisibles (exemple : espèces invasives) en raison du faible risque d'empoisonnement secondaire qu'il représente (en comparaison avec les rodenticides anticoagulants) et sa faible persistance environnementale (Eason *et al.*, 2013). Des empoisonnements au phosphure de zinc ont été rapportés chez des oiseaux granivores dans diverses régions du monde, par exemple chez la grue cendrée (*Grus grus* L., 1758) et la bernache du Canada, soulignant un risque primaire élevé pour les espèces ingérant les semences ou appâts traités pour la régulation des populations de rongeurs (Poppenga *et al.*, 2005 ; Tiwary *et al.*, 2005 ; Fanke *et al.*, 2011 ; Bildfell *et al.*, 2013 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015). Il s'agit là, comme dans le cas des enrobages de semence avec des néonicotinoïdes, d'empoisonnements trophique direct.

La consommation directe d'items traités peut entraîner un transfert des composés dans les réseaux trophiques. Les animaux ayant ingéré les semences/appâts montrant des résidus de PPP détectables dans leurs tissus, ceci indique une bioaccumulation des substances et la possibilité d'un transfert trophique à leurs prédateurs/aux charognards. Par exemple, dans une expérimentation en conditions contrôlées sur des perdrix rouges (*A. rufa*) nourries avec des graines témoins ou traitées à l'imidaclopride à 20% ou 100% de la dose d'application recommandée, les analyses de résidus dans le foie ont montré une accumulation du néonicotinoïde au cours de l'exposition avec une augmentation au cours du temps (durée de survie) (Lopez-Antia *et al.*, 2015). Dans une étude basée sur l'analyse de carcasses collectées sur le terrain en Ontario d'une espèce pouvant consommer des semences traitées, le dindon sauvage (*Meleagris gallopavo silvestris* (Viellot, 1817)), des niveaux détectables de néonicotinoïdes ont été mesurés chez 22,5% des individus, les molécules concernées étant le clothianidine et/ou le thiaméthoxame (détection des 2 pesticides chez 5% des individus), et le fongicide fubéridazole a également été détecté (5% des individus) (MacDonald *et al.*, 2018). Sur le même principe, l'analyse de carcasses d'oiseaux gibiers ont montré des résidus de néonicotinoïdes dans les tissus et les fluides corporels (foie, plasma), avec une augmentation de l'occurrence de détection de clothianidine passant de 6% avant semis à 89% après semis, et une diminution de la fréquence de détection dans les 30 jours dans le plasma mais pas dans le foie (Lennon *et al.*, 2020). Dans une étude où des femelles diamants mandarins (*Taeniopygia guttata* (Vieillot, 1817)*)* ont été exposées par voie orale à des doses subléthales de fipronil, des résidus de fipronil et fipronil-sulfone (métabolite) ont été détectés dans les œufs pondus avec des niveaux supérieurs de sulfone que de molécule mère (Kitulagodage *et al.*, 2011). De plus, un seul poussin a éclos dans les groupes traités et présentait des troubles de développement (100% d'éclosion dans le groupe témoin et croissance normale jusqu'à l'envol), et des résidus ont été détectés dans ses différents organes (cerveau, foie, tissus adipeux). En suivant sur le terrain des petits mammifères après un semis de grains de blé traités avec un fongicide triazolé (fluquinconazole), Barber *et al*. (2003) ont mesuré la consommation des grains par les animaux et des résidus du fongicide ont été détectés chez le mulot sylvestre *Apodemus sylvaticus* (L., 1758) dans le système digestif et les organes (estomac, intestin, foie).

Empoisonnement secondaire

Il concerne les prédateurs et charognards qui consomment des proies contaminées. De longue date, les impacts sur la faune sauvage liés à la mortalité due aux empoisonnements secondaires ont été identifiés et ont amené à l'évolution des usages de PPP (Rattner, 2009). A l'heure actuelle, les empoisonnements secondaires détectés par les réseaux de surveillance concernent principalement la consommation de proies qui constituent la cible des traitements, les modes d'usage en cause étant donc surtout les rodenticides anticoagulants et certains insecticides dont la plupart sont désormais interdits, comme des carbamates et organophosphorés. Par exemple,

l'empoisonnement intentionnel de certains taxons (e.g. coyote, renard) avec des anticholinestérasiques entraîne des intoxications des mammifères carnivores et de rapaces, dont des espèces menacées ou en danger, soit par empoisonnement primaire soit par empoisonnement secondaire lorsque ces prédateurs ou charognards se nourrissent des carcasses des animaux visés par les empoisonnements (Wobeser *et al.*, 2004 ; Guitart *et al.*, 2010). Les rodenticides anticoagulants constituent l'une des familles les plus représentées dans le cas des empoisonnements secondaires, en usage phytopharmaceutique ou biocide. La bibliographie fait état de résidus détectés et/ou d'effets sur la reproduction et/ou d'intoxication mortelle de hérissons, de petits carnivores comme les mustélidés et les canidés, de passereaux, de rapaces et de charognards à travers le monde avec des conséquences pouvant aller jusqu'à la mise en péril de la viabilité des individus voire le déclin de populations s'agissant d'espèces menacées (Elmeros *et al.*, 2011 ; Thomas *et al.*, 2011; Jacquot *et al.*, 2013 ; Lopez-Perea *et al.*, 2015 ; Gabriel *et al.*, 2018 ; Lohr et Davis, 2018 ; Coeurdassier *et al.*, 2019 ; Fernandez-de-Simon *et al.*, 2019). En usage en plein champ dans les années 2000, l'intoxication aux anticoagulants représentait près de 50% des cas d'empoisonnement d'oiseaux de proie en France (Guitart *et al.*, 2010). Les impacts négatifs sur la faune sauvage de l'usage des anticoagulants pour la lutte contre les rongeurs, en particulier sur les prédateurs (et tout particulièrement les rapaces et les prédateurs intermédiaires comme le renard) dont certains présentent des enjeux de conservation, ont amené à questionner l'usage de ces molécules en tant que pesticides et faire évoluer les cadres réglementaires d'utilisation dans de nombreux pays à travers le monde (République française, 2014 ; Martinez-Padilla *et al.*, 2017; Badry *et al.*, 2020). L'usage des ces molécules PPP est actuellement restreint à un usage biocide dans de nombreux pays et en France. Cet usage biocide concerne principalement la lutte contre les rongeurs commensaux et la lutte contre les espèces invasives particulièrement en contexte insulaire. Cet usage peut ainsi être mené dans des contextes agricoles, dans ou aux alentours des bâtiments d'exploitation ou stockage, et dans des contextes de JEVI. Lors d'usage biocide dans des fermes ou bâtiments agricoles et dans des infrastructures urbanisées, la littérature montre une exposition de petits mammifères sauvages non-cibles et de passereaux, dont la consommation peut représenter un risque d'empoisonnement secondaire pour leurs prédateurs, ou encore d'oiseaux en captivité (Tosh *et al.*, 2012 ; Hernandez-Moreno *et al.*, 2013 ; Coeurdassier *et al.*, 2018 ; Elmeros *et al.*, 2019 ; Walther *et al.*, 2021). En Australie, en Espagne, en Allemagne et en Norvège des travaux récents ont montré que l'exposition des rapaces et mammifères carnivores aux rodenticides anticoagulants de seconde génération augmentait avec la densité de population humaine ou de zones urbaines et de fermes d'élevage de bétail, suggérant fortement le rôle de l'usage biocide dans les zones construites contre les rongeurs commensaux dans l'empoisonnement des prédateurs (Lopez-Perea *et al.*, 2015 ; Lohr, 2018 ; Lopez-Perea *et al.*, 2019 ; Seljetun *et al.*, 2019; Badry *et al.*, 2021). Aux Etats-Unis d'Amérique, une étude sur des rapaces admis en clinique vétérinaire dans les années suivant des restrictions d'usage de rodenticides anticoagulants de seconde génération à travers l'interdiction de vente au public a montré la présence de résidus chez 96% des oiseaux et l'occurrence de 2 molécules au moins chez 66% des individus (Murray, 2017). Les 3 rodenticides les plus employés par les professionnels de lutte contre les rongeurs (bromadiolone, difénacoum, brodifacoum) étaient présents en mélange chez la majorité des oiseaux, appelant à évaluer l'efficacité des mesures de gestion mises en œuvre (Murray, 2017). L'utilisation des anticoagulants dans les systèmes d'assainissement (e.g. réseaux d'égouts) conduit à un transfert des molécules dans les réseaux trophiques aquatiques allant jusqu'à l'exposition des poissons (Badry *et al.*, 2020). Des cas particuliers émergent dans des situations de luttes contre des espèces invasives dans les contextes insulaires (rat par exemple), avec des conséquences non intentionnelles (mortalité) par empoisonnement secondaire dans tout le réseau trophique terrestre et maritime (Pitt *et al.*, 2015). Ainsi, une grande diversité de prédateurs vertébrés est concernée par l'empoisonnement secondaire aux anticoagulants de seconde génération malgré l'évolution continue de la législation sur leur usage depuis les années 2000.

Le ***transfert trophique est un aspect majeur de l'exposition des prédateurs aux rodenticides*** anticoagulants, et le régime alimentaire des consommateurs conditionnant de ce fait le risque encouru. Ainsi l'exposition est mise en lien avec les traits d'histoire de vie comme le comportement de nourrissage et les préférences d'habitat**.** La spécialisation sur les rongeurs est un trait trophique majeur associé à l'empoisonnement secondaire aux rodenticides anticoagulants, ainsi que le nourrissage sur les charognes (Christensen *et al.*, 2012; Badry *et al.*, 2020). Les charognards présentent une plus forte exposition aux rodenticides en comparaison avec d'autres espèces, peut-être en raison de leur consommation de rats qui sont parmi les cibles principales des traitements

biocides, et car les charognards sont plus à même de se nourrir de rongeurs morts d'empoisonnement aux rodenticides, lesquels présentant donc de fortes concentrations de résidus dans leurs tissus (Christensen *et al.*, 2012; Badry *et al.*, 2020). L'habitat exploité pour le nourrissage est également un facteur de risque important, les prédateurs occupant des milieux anthropisés où les rodenticides ont de fortes probabilités d'être employés comme les milieux agricoles et les milieux urbains et suburbains étant plus vulnérables aux risques d'empoisonnement secondaire que les espèces exploitant des milieux plus naturels (Christensen *et al.*, 2012; Badry *et al.*, 2020). La communauté de proies disponibles détermine également de manière importante le risque de transfert trophique des rodenticides et les risques subséquents pour les prédateurs. Dans les agrosystèmes prairiaux dans l'est de la France, en période de pullulation de campagnols terrestres cette proie est largement abondante et une forte spécialisation du milan royal sur ce rongeur a été identifiée, les estimations s'élevant à 94% de la biomasse totale ingérée par les milans dans ces conditions (Coeurdassier *et al.*, 2012). L'exposition à des campagnols empoisonnés par la bromadiolone utilisée pour le contrôle des pullulations calculée sur une semaine atteint un risque maximal pour le milan royal, les doses estimées étant 137 fois supérieures aux seuils toxiques pour les oiseaux (Coeurdassier *et al.*, 2012). Chez le renard roux (*Vulpes vulpes* L., 1758), la forte exposition des renards d'Irlande du Nord en comparaison avec les populations de Grande-Bretagne, qui ont accès à des guildes de proies plus diversifiées mais sont soumis à un usage agricole similaire des rodenticides, est probablement liée d'après les auteurs à une forte prédation de rongeurs commensaux et d'espèces non-cibles à même de consommer les appâts empoisonnés (Tosh *et al.*, 2011). Chez la chouette effraie, à travers l'étude des pelotes de régurgitation et de la contamination des rongeurs dans des secteurs où des appâts au brodifacoum étaient utilisés en biocide pour le contrôle des rats, il a été mis en évidence que le risque d'empoisonnement secondaire était maximum en automne, lorsque les chouettes prédataient de plus en plus de rongeurs du genre *Apodemus* qui étaient souvent positifs aux résidus de rodenticides et parfois à de fortes concentrations (Geduhn *et al.*, 2016). Par contre, les campagnols du genre *Microtus* qui constituaient la proie majoritaire et la plus fréquemment consommée en été avaient de faible probabilité de contribuer aux empoisonnements secondaires.

L'extrême majorité des travaux permettant d'appréhender les empoisonnements secondaires dans les réseaux trophiques terrestres concernent donc des substances à usage biocide ou des utilisations illégales de phytopharmaceutiques. Cela illustre clairement le manque de connaissances sur l'exposition et le transfert trophique des PPP actuels chez les vertébrés, en opposition aux nombreux travaux à ce sujet sur les PPP « historiques » comme les OC et sur les rodenticides.

Transfert trophique de PPP via la consommation d'items alimentaires contaminés

Les études sur l'exposition par transfert trophique de PPP actuellement utilisés via la consommation d'items alimentaires contaminés sont globalement peu développées, et les exemples d'expérimentations tri-trophiques impliquant des invertébrés ne sont que très rarement menées sur la faune sauvage. Ceci probablement en partie pour des raisons éthiques liées à l'expérimentation animale, et en raison de la lourdeur logistique de telles expérimentations. Les études de transfert trophique sur les animaux modèles de laboratoire sont elles aussi très rares. Pour aborder l'évaluation du transfert des PPP dans les réseaux trophiques, les procédures d'évaluation du risque sont majoritairement basées sur des modélisations, qui reposent sur des postulats qui ne sont pas toujours valables *in natura* et des données physiologiques, biologiques et écologiques parfois lacunaires.

Pour traiter la question des transferts des PPP actuels lors d'interactions trophiques, les connaissances disponibles dans la bibliographie reposent principalement sur des données de dosages dans les items alimentaires potentiels et des dosages de résidus chez la faune dans différentes matrices afin d'évaluer l'exposition**.** Ce sont ces connaissances, bien que partielles et insuffisantes vis-à-vis de la caractérisation des liens et des transferts trophiques, qui sont détaillées ci-après car elles représentent la majorité des informations disponibles relatives à l'accumulation des substances dans les réseaux trophiques. Les études plus complètes sur les transferts trophiques sont bien évidemment détaillées également, elles consistent principalement en des études de laboratoire sur quelques taxons et molécules « modèles ». Il est à noter que la majorité des travaux menés en expérimentation en conditions contrôlées sur les invertébrés et vertébrés terrestres, y compris menées dans le cadre réglementaire pour l'autorisation de mise sur le marché, mesurent des effets à travers diverses réponses physiologiques, biologiques, ou comportementales mais mesurent très rarement la bioaccumulation et le transfert trophique.

Les analyses visant à évaluer l'exposition/la bioaccumulation sont principalement réalisées via des échantillonnages *in natura* et permettent rarement d'identifier les voies d'exposition donc de déterminer la contribution de la voie trophique par rapport aux autres voies (par exemple voies cutanées ou respiratoires, ingestion d'eau de boisson). La recherche de résidus dans le contenu ou le tractus digestif est principalement menée dans le cadre de suivis de toxicovigilance ou d'épidémiosurveillance et concerne donc surtout des suspicions d'empoisonnements directs aigus qui sont donc des cas particuliers vis-à-vis du recueil d'informations sur les transferts dans les réseaux trophiques.

Dans une étude expérimentale basée sur un protocole tri-trophique concernant l'alpha-cyperméthrine (pyréthrinoïde), un transfert du composé dans la chaîne alimentaire associé à des effets sur la survie, la santé, la reproduction et un transfert maternel (risque d'effets sur les générations suivantes) a été mis en évidence (Chen *et al.*, 2019). Des vers de farine, *Tenebrio molitor* (L., 1758), ont été nourris avec du chou contaminé avec de l'alpha-cyperméthrine à différentes doses (0 mg/kg$_{\text{masse fraîche (MF)}}$, 2 mg/kg$_{\text{MF}}$ et 20 mg/kg$_{\text{MF}}$) et ont ensuite été fournis comme nourriture à des lézards. Des effets dose-dépendants de l'exposition à la cyperméthrine sur la mortalité, la santé (baisse de la condition corporelle, stress oxydant) et la reproduction (histopathologie des organes reproducteurs, modification de taux hormonaux, diminution du succès de reproduction) des lézards ont été observés, ainsi qu'un transfert de la molécule dans la chaîne trophique et un transfert maternel avec la détection de résidus dans les œufs des lézards (76,98 ± 9,13 µg/kg dans les œufs du groupe exposé à la plus forte dose) (Chen *et al.*, 2019).

L'exposition par transfert trophique peut découler de l'ingestion de ressources alimentaires d'origine végétale ou animale contaminées. Les végétaux des parcelles cultivées présentent des résidus de PPP à leur surface voire dans les tissus, de manière attendue et connue (relatives aux doses recommandées) lorsqu'elles sont directement et intentionnellement traités : c'est le cas des semences enrobées, certains OGMs, et des résidus foliaires sur les cultures post-application (e.g. Cobb *et al*. (2000) ; Gibbons *et al*. (2015)). Cependant, les analyses de PPP révèlent la présence de résidus de différentes familles (mais en particulier des néonicotinoïdes) dans ou sur les végétaux cultivés, les fruits, mais aussi la végétation sauvage en bordure de parcelles traitées, ce dans différentes matrices incluant le nectar et le pollen (e.g. Schabacker *et al*. (2021) ; Botías *et al*. (2016)). Chez les invertébrés terrestres, proies potentielles des animaux sauvages, l'accumulation de substances variées a pu être montrée (e.g. Cobb *et al*., (2000), et les travaux récents soulignent l'accumulation de néonicotinoïdes chez les insectes (Stahlschmidt et Bruhl, 2012 ; Stahlschmidt *et al.*, 2017 ; Mineau et Callaghan, 2018 ; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019). Une étude multi-résidus sur une trentaine de PPP accumulés dans les vers de terre et les carabes a mis en évidence une forte fréquence d'occurrence (au moins une molécule sur les 31 dosées) pour 92% des échantillons de vers de terre (Bertrand *et al.*, 2018 ; Pelosi *et al.*, 2021). Dans ces invertébrés, 4 molécules différentes en moyenne ont été détectées, représentant des mélanges de résidus de PPP de différentes familles chimiques (e.g. néonicotinoïdes, azolés, strobilurines phénoxynicotinanilides, dinitroanilines, sulfonamides/amides) et usages (insecticides, herbicides et fongicides). De plus, les concentrations étaient élevées par rapport aux valeurs traces attendues dans leurs tissus pour plusieurs molécules d'usages ou familles chimiques différentes

Quelques études ont mis en évidence une exposition par voie trophique via l'analyse de résidus dans les items avérés/ingérés. En étudiant les concentrations en diazinon (insecticide organophosphoré aujourd'hui interdit en France) dans le tractus gastro-intestinal de plusieurs espèces d'oiseaux provenant de vergers traités ou non, ainsi que les résidus de diazinon sur la végétation et dans les vers de terre, Cobb *et al.* (2000) ont mis en évidence un transfert trophique de ce pesticide. Des résidus ont été quantifiés sur la végétation et dans les vers de terre et une forte proportion d'oiseaux exposés dans les vergers traités présentaient des concentrations détectables (jusqu'à 100%) et quantifiables (jusqu'à 75% environ) dans leur tractus gastro-intestinal. Les auteurs ont mentionné qu'en conditions répétées d'application de diazinon l'ingestion de vers de terre représentait un risque pour les passereaux, et les niveaux de résidus dans le tractus gastro-intestinal suggéraient que l'exposition à des doses létales était limitée au jour d'application et aux 4 jours suivant l'application. Très récemment, Poisson *et al.* (2021) ont recherché la présence de phytopharmaceutiques (54 substances actives ou produits de transformation) dans le bol alimentaire (insectes) fournis par les parents d'Hirondelle bicolore, *Tachycineta bicolor* (Vieillot, 1808), à leurs oisillons dans 40 fermes dans le sud du Québec (Canada) distribuées sur un gradient d'intensification agricole. Cette recherche multi-résidus incluait 9 fongicides, 18 herbicides et 24 insecticides (10 organophosphorés, 7

carbamates [+3 dérivés] et 7 néonicotinoïdes) choisis car ils peuvent représenter un risque pour la faune sauvage d'après la littérature et/ou car ils avaient une forte probabilité d'être retrouvés dans les eaux de surface dans la région étudiée d'après des travaux antérieurs. Les résultats attestent d'une exposition par voie trophique ubiquitaire, avec près de la moitié des bols alimentaires présentant une contamination par au moins une substance recherchée. Les auteurs ont détecté (moyenne ± écart-type) 9,88 ± 4,20 phytopharmaceutiques par ferme, avec un total de 47 phytopharmaceutiques (sur les 54, soit 87%) détecté au moins une fois, et une concentration quantifiable pour au moins une molécule dans 30% des bols alimentaires. Les phytopharmaceutiques les plus fréquemment détectés ont été l'atrazine (25% des échantillons), le S-métolachlore (16%), l'imazéthapyre (10%), et la clothianidine (9%). Des mélanges (gamme de 2–16 molécules) ont été détectés dans 21% des bols alimentaires (et 45% des bols contaminés). Parmi les insecticides détectés figuraient 4 carbamates (sur six recherchés), 8 organophosphorés (sur 9 recherchés), et 5 néonicotinoïdes (sur les 7 recherchés). Chez le martinet à ventre blanc, *Tachymarptis melba* L., 1758, une étude en Suisse focalisée sur les néonicotinoïdes a révélé la présence d'au moins une molécule à des concentrations quantifiables dans 75% des bols alimentaires des poussins au nid et dans 20% des échantillons de plasma chez les adultes (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021).

Le potentiel de transfert trophique dans le cadre de l'utilisation de gènes *Cry* chez les OGMs est mentionné dans une synthèse de la littérature, avec des traces d'ADN ingéré trouvées dans quelques études (Rahman *et al.*, 2015).

Les travaux les plus récents menés chez les oiseaux sur les insecticides néonicotinoïdes révèlent aux USA et en Europe une exposition/accumulation chez plusieurs groupes trophiques comme des nectarivores et des granivores, des insectivores ainsi que des prédateurs (rapaces) (Bro *et al.*, 2016 ; Taliansky-Chamudis *et al.*, 2017; Byholm *et al.*, 2018 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2019 ; Bishop *et al.*, 2020 ; Badry *et al.*, 2021 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2021). Les quelques études basées sur des analyses multi-résidus de PPP actuellement utilisés chez la faune sauvage indiquent une accumulation d'un grand nombre de composés en mélange chez les vertébrés des agro-écosystèmes, celle-ci pouvant découler à la fois d'une exposition directe et/ou d'une exposition par voie trophique.

Chez des petits mammifères omnivores et insectivores (mulot sylvestre et crocidure musette) capturés en zone agricole en France, une large recherche multi-résidus visant 69 PPP actuellement utilisées a montré dans les poils la présence de 22 à 40 molécules par individu, avec des mélanges de fongicides, herbicides et insecticides (Fritsch *et al.*, 2019). Ainsi des molécules utilisées selon différents modes sont détectées, et des familles chimiques variées sont représentées parmi les PPP les plus fréquemment détectés et/ou mesurés aux plus fortes concentrations (Tableau 12-1).

Tableau 12-1. Liste non exhaustive des molécules de PPP les plus fréquemment détectées (> 70% individus) et/ou quantifiées aux plus fortes concentrations (> 10 ppb) dans les poils de petits mammifères (*Apodemus spp, Crocidura russula*) capturés en grande culture.

Mode d'usage	Famille chimique	Molécules mères	Produits de transformation (*molécule mère*)
Insecticides / fongicides	(Thio)carbamates	Carbendazime	
	Organophosphorés	Prosulfocarbe	TCPy (*chlorpyrifos*)
Herbicides / fongicides	Carboxamides	Boscalid ; diflufenican	
Herbicides	Chloroacétanilides	Métazachlore ; métolachlore	
	Dinitroanilines	Pendiméthaline	
	Benzamides	Dimétachlore ; propyzamide	
	Urées et uraciles	Chlortoluron ; lénacile	
	Oxadiazines	Oxadiazon	
	Acides	2,4-D ; dichlorprop ; MCPA ; mécoprop	
	Diphényléthers	Aclonifen	
Fongicides	Azoles	Époxiconazole ; cyproconazole ; propiconazole ; prochloraze ; tébuconazole	
	Strobilurines	Pyraclostrobine ; trifloxystrobine	
Insecticides	Pyréthrinoïdes	Cyperméthrine	3-PBA, Cl2CA, ClCF3CA (*pyréthrinoïdes*)
	Néonicotinoïdes	Acétamipride ; imidaclopride ; thiaclopride	

Chez des chiroptères collectés en Turquie, un large screening sur 322 contaminants (phytopharmaceutiques et contaminants organiques) chez 2 espèces, *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) et *Myotis myotis* (Borkhausen, 1797), a révélé la présence dans les carcasses de phytopharmaceutiques organochlorés et organophosphorés, pyréthrinoïdes, divers acaricides/insecticides, et carbamates (Kuzukiran *et al.*, 2021). Différentes familles chimiques d'insecticides, fongicides et herbicides actuellement en usage sont détectées, par exemple des pyréthrinoïdes (e.g. tau-fluvalinate, cyhalothrine, cyperméthrine, deltaméthrine), des pyridazones (e.g. pyridabène), des dinitroanilines et herbicides acides (e.g. pendiméthaline, fluroxypyr), ou encore des triazoles (triticonazole, époxiconazole, cyproconazole).

Chez un oiseau granivore/insectivore vivant en grande culture (perdrix grise, *Perdix perdix* (L., 1758)) en France, des analyses multi-résidus dans les œufs ont montré la présence de divers PPP actuellement en usage insecticide, herbicide et fongicide comme des azolés et pipéridines (cyproconazole, difénoconazole, tébuconazole, fenpropidine et prochloraze), des pyréthrinoïdes et néonicotinoïdes (cyhalothrine, clothianidine, thiaméthoxame/) et carboxamides (diflufenican) (Bro *et al.*, 2016).

Chez des oiseaux appartenant à différentes guildes (15 espèces sauvages) collectés aux Iles Canaries, une recherche multi-résidus a mis en évidence une moyenne de 17 composés par échantillon, le nombre de molécules étant les plus élevé chez des rapaces (Hibou moyen-duc *Asio otus* L., 1758 et Faucon crécerelle *Falco tinnunculus* L., 1758; 41 et 27 molécules, respectivement) et le plus faible chez le merle noir (n=5) et la cigogne blanche (n=3) (Rial-Berriel *et al.*, 2021). Les composés les plus détectés étaient des OC (4,4'-DDE, métabolite du DDT et la dieldrine) et des rodenticides anticoagulants (brodifacoum et bromadiolone). Des produits pharmaceutiques humains et vétérinaires ont également été détectés (e.g. enrofloxacine, clindamycine and méloxicam, tétraconazole, métronidazole, et sulfathiazole) ainsi que des phytopharmaceutiques récemment interdits ou à usage restreint au biocide en France (e.g. carbofuran, fipronil, perméthrine, flutriafol) et des phytopharmaceutiques actuellement utilisés (fludioxonil et boscalide). Les niveaux de contaminations étaient les plus élevés chez les oiseaux terrestres, particulièrement chez les rapaces et notamment les nocturnes concernant les polluants organiques persistants et les rodenticides, et chez les oiseaux autres que rapaces et oiseaux diurnes pour les résidus de phytopharmaceutiques (Rial-Berriel *et al.*, 2021). Le régime alimentaire semble donc être un facteur conditionnant fortement l'accumulation des PPP chez les oiseaux étudiés, suggérant ainsi un rôle important des transferts trophiques dans celle-ci.

Dans un travail doctoral très récent, des néonicotinoïdes et azolés ont été recherchés chez plusieurs espèces d'oiseaux (merle noir, mésange charbonnière, cigogne blanche et 2 espèces de goélands) échantillonnées dans le Sud-Ouest de la France dans différents tissus ou fluides (e.g. plasma, plumes) (Prouteau, 2021). Les résultats montrent globalement une imprégnation généralisée des oiseaux par les insecticides et les fongicides étudiés, et des fréquences et concentrations de PPP généralement mais pas systématiquement supérieures dans les contextes agricoles tels que le vignoble par rapport à des sites forestiers ou urbains ou côtiers dans le Sud-Ouest de la France. En effet, un grand nombre de néonicotinoïdes leurs métabolites ont été détectés : l'acétamipride, le clothianidine, le dinotéfurane, l'imidaclopride, le thiaclopride, le thiaméthoxame, l'acétamipride N-desméthyl et l'imidaclopride guanidine. Le flupyradifurone a également été quantifié dans quelques échantillons. Pour plusieurs PPP, (acétamipride, clothianidine, imidaclopride, thiaclopride, thiaméthoxame) les fréquences de quantification ont atteint 100% des échantillons analysés, notamment chez les merles. Le clothianidine a été détecté et/ou quantifié dans le plasma chez les différentes espèces d'oiseaux après les restrictions d'usages de néonicotinoïdes intervenues en 2018. Les fréquences de quantification et les concentrations étaient les plus fortes en site viticole, et les plus faibles en site forestier chez les merles. De plus, les merles urbains présentaient certaines années des concentrations en acétamipride supérieures aux merles forestiers. Un plus grand nombre de molécules différentes et avec des fréquences plus élevées ont été quantifiées en site marais Brouage dans les plumes chez les cigognes. Par contre des concentrations plus fortes chez les cigognes de l'estuaire de la Gironde (zone d'agriculture céréalière et de vignoble) ont été mesurées dans le plasma. De même pour les azolés, un grand nombre de molécules ont été quantifiées et les fréquences de quantification ont atteint 100% des individus analysés pour certains composés : bromuconazole, cyproconazole, difénoconazole, époxiconazole, fenbuconazole, flusilazole, imazalil, metconazole, myclobutanil, penconazole, prochloraze, propiconazole, tébuconazole, tétraconazole. Chez les merles noirs en site viticole, les molécules cyproconazole, difénoconazole, époxiconazole, fenbuconazole,

metconazole, myclobutanil, penconazole, tébuconazole, tétraconazole ont été quantifiées avec des fréquences élevées (> 25%). Les concentrations des PPP azolés dans le plasma ou les plumes étaient supérieures en site viticole comparés aux autres sites. De plus, de nombreuses molécules comme le cyproconazole, le difénoconazole, l'époxiconazole, le metconazole, le myclobutanil, le propiconazole, et le tébuconazole ont aussi été quantifiés chez des merles dans les sites forestiers et/ou urbains. Chez les mésanges également le nombre de molécules quantifiées, les fréquences de quantification, et les concentrations étaient plus élevées en contexte viticole par rapport aux oiseaux capturés en forêt.

Chez des amphibiens en zone agricole aux Etats-Unis, des analyses multi-résidus menées sur différentes espèces – *Pseudacris maculata* (Agassiz, 1850), *Pseudacris regilla* (Baird et Girard, 1852) et *Lithobates pipiens* (Schreber, 1782) – ont mis en évidence la présence de nombreux composés en usage phytopharmaceutiques dans les tissus des animaux (Smalling *et al.*, 2013 ; 2015). Comme dans les exemples précédents, plusieurs familles d'insecticides, herbicides et fongicides ont été détectées. Dans les premiers travaux publiés en 2013, les principales molécules étaient la pyraclostrobine, le tébuconazole et la simazine (triazine, interdite en France), mais aussi la bifenthrine (pyréthrinoïde, interdite actuellement en France), le myclobutanil (triazole), le propyzamide, l'iprodione (dicarboximide, à ce jour interdit en France), le diazinon (organophosphoré) et le carbofuran (carbamate interdit en France). Dans la seconde étude publiée en 2015, des mélanges complexes impliquant 17 phytopharmaceutiques (certains interdits d'usage en France) dont 8 fongicides, 4 herbicides et 5 insecticides ainsi que les produits de dégradation de 4 phytopharmaceutiques ont été détectés. Parmi les PPP actuellement autorisés, les substances détectées concernent des herbicides comme le métolachlore et la pendiméthaline, des insecticides pyréthrinoïdes, et un grand nombre de fongicides appartenant à la famille des azolés et plusieurs autres familles chimiques (e.g. fenbuconazole, fluoxastrobine, imazalil, métalaxyl, pyraclostrobine). Des travaux sur *L. pipiens* publiés en 2018 signalent également la détection de fenbuconazole, tébuconazole et bifenthrine (Swanson *et al.*, 2018).

Récemment, chez deux espèces à l'écologie contrastée échantillonnées en Argentine, l'une semi-aquatique (*Leptodactylus latrans*) et l'autre terrestre (*Leptodactylus latinasus*), une imprégnation par 20 PPP différents a été détectée par analyse des résidus dans les tissus des animaux (Brodeur *et al.*, 2022). Parmi les substances détectées, un certain nombre sont actuellement autorisées en France : chlorantraniliprole, buprofézine, métolachlore, azoxystrobine, pyraclostrobine, trifloxystrobine et métalaxyl, ou l'ont été récemment ou sont soumis à dérogation comme l'époxiconazole et l'imidaclopride. Comme pour les autres amphibiens et les autres groupes taxonomiques, des familles chimiques variées sont représentées dans les PPP détectés, qui rassemblent 9 insecticides (chlorpyriphos-méthyl, chlorpyriphos-éthyl, pirimiphos-méthyl, fénitrothion, bifenthrine, perméthrine, chlorantraniliprole, imidaclopride and buprofézine), 4 herbicides (acétochlore, métolachlore, atrazine et imazéthapyr), et 7 fongicides (azoxystrobine, picoxystrobine, pyraclostrobine, trifloxystrobine, métalaxyl, époxiconazole et carbendazime). En termes d'occurrence, 12.5% à 57% des individus présentaient des résidus d'au moins un PPP (jusqu'à 12 molécules/individu), ce en considérant l'ensemble des sites quelle que soit leur distance aux zones cultivées (Brodeur *et al.*, 2022).

Si ces résultats ne renseignent pas l'origine de la contamination des organismes étudiés (i.e. par exposition directe et/ou voie trophique), ils mettent en évidence une imprégnation forte des PPP dans différents niveaux des réseaux trophiques et suggèrent l'occurrence de transferts au sein de ceux-ci.

Par ailleurs, il est à noter que les différentes études citées ci-dessus montrent l'occurrence chez les mammifères, oiseaux et amphibiens de nombreux phytopharmaceutiques interdits. Ces phytopharmaceutiques appartiennent principalement aux familles des organochlorés, des organophosphorés et des triazines/triazinones (e.g. DDT/DDE/DDD, lindane, fipronil, trifluraline, atrazine). Ces familles et ces molécules en particulier sont connues pour leur persistance dans l'environnement et leur capacité à être transférées dans les réseaux trophiques. Ceci met en lumière le fait que les organismes et les réseaux trophiques peuvent être confrontés à des mélanges de molécules dont l'usage est interdit ainsi que des molécules actuellement utilisées. Ceci soulève des questions sur (1) la variété des modes d'action (physiologiques et cellulaires) et des caractéristiques physico-chimiques des produits pouvant être transférés dans les réseaux trophiques, et (2) les interactions entre ces molécules lors du transfert trophique et en termes d'effets aux différents niveaux trophiques (antagonisme? additivité? synergie? entre les molécules).

Sur la base de la littérature disponible concernant les résidus de PPP détectés chez la faune sauvage, compte tenu (1) de la diversité des taxons qui présentent de fortes différences en termes de traits physiologiques et écologiques, (2) de la diversité des composés détectés qui diffèrent au regard de leurs caractéristiques physico-chimiques, modes d'usage, modes d'application et phénologie d'application, et (3) du fait que ces mêmes substances sont détectées dans les items alimentaires potentiels ou avérés, il semble probable qu'il existe une exposition par transfert trophique seule ou en combinaison avec d'autres sources d'exposition.

Bioamplification des PPP chez les vertébrés

Une étude visant à caractériser les facteurs d'amplification trophique (*« TMF »*) et facteurs de biomagnification (*« BMF »*) en milieu terrestre pour des phytopharmaceutiques aujourd'hui interdits en France et actuellement utilisés a été identifiée dans les corpus de l'expertise (Morris *et al.*, 2014). Ce travail a été mené sur la chaîne alimentaire végétation - caribou - loup dans la région de Bathurst, au Nunavut (Canada), en caractérisant les liens trophiques grâce à l'utilisation des signatures isotopiques des organismes en carbone et en azote. Un total de 7 PPP incluant le chlorothalonil, le chlorpyrifos, le dacthal, le pentachloronitrobenzène (PCNB), alpha- et beta-endosulfan, et le sulfate d'endosulfan (ES) a été retenu pour les analyses, même si le panel initial incluait un plus grand nombre de molécules dont certaines n'ont pas été conservées pour la suite en raison de problèmes/limites d'analyses chimiques (exclus : métribuzine, phosalone, diméthoate, éthalfluraline, malathion, pendiméthaline, téfluthrine, trifluraline). Un facteur volumétrique de concentrations (*volumetric BioConcentration Factor, « BCF »*) a été calculé pour la végétation en utilisant les concentrations gazeuses dans l'air arctique mesurées près de la côte nord de l'Alaska. Les valeurs de BCF dans la végétation montraient une corrélation significative avec le coefficient de partage octanol-air (log K_{OA}) des molécules (excepté pour le dachtal). Les facteurs de biomagnification calculés pour le caribou étaient généralement inférieurs ou proches de 1, mais montraient de fortes variations en fonction de la saison, des végétaux et des organes (e.g. total corporel, foie, muscles), avec des valeurs parfois significativement supérieures à 1 pour le chlorothalonil (*BMF* = 2,2 ± 0,61) et le sulfate d'endosulfan (2,1 ± 0,35). Les moyennes de BMF calculées atteignaient ou dépassaient 1 dans certains cas pour le PCNB, le chlorothalonil, le chlorpyrifos, l'alpha-endosulfan, le sulfate d'endosulfan, la somme d'endosulfan. De même, les valeurs de BMF pour le loup approchaient voire dépassaient 1 mais rarement significativement, et avec des variations selon la saison et l'organe d'accumulation considéré. Des valeurs moyennes au-dessus de 1,5 voire 2 ont été calculées chez le loup pour le PCNB, le chlorothalonil, le chlorpyrifos et le beta-endosulfan. Les TMF calculés montraient des valeurs inférieures à 1 quelles que soient les combinaisons de PPP dans la végétation et les charges corporelles chez les mammifères, indiquant une absence d'amplification dans la chaîne alimentaire voire une dilution trophique. Cependant, les auteurs ont mentionné des facteurs de bioamplification pour certains PPP et certaines comparaisons nourriture-caribou et caribou-loup indiquant une bioamplification modérée entre ces mammifères et leur nourriture.

Un travail de modélisation visant à décrire et prédire la bioaccumulation des phytopharmaceutiques chez les herbivores, développé en utilisant comme modèle biologique le cerf de Virginie, *Odocoileus virginianus* (Zimmermann, 1780), et comme PPP modèles des substances actuellement interdites (atrazine, alachlore, lindane) et en usage (bentazone), a mis en évidence des facteurs de bioaccumulation (*BioAccumulation Factor, « BAF »)* sol-plante et sol-cerf et des facteurs de biomagnification supérieurs à 1 (Li, 2020). Les *BAF*s variaient selon la saison, avec des valeurs plus fortes en été en raison des disponibilités et digestibilités importantes des ressources alimentaires (en lien avec la phénologie des végétaux et les changements de composition de régime alimentaire). Il est à souligner que les auteurs ont mentionné que la bioaccumulation à un niveau supérieur du réseau trophique terrestre était facilitée par les climats plus chauds. Le BAF variait également selon les caractéristiques physico-chimiques des molécules, le BAF sol-plante étant élevé pour les molécules ayant un coefficient de partage octanol-eau (K_{ow}) faible, tandis qu'à l'inverse le BAF plante-cerf était faible pour ces substances à faible K_{ow}, à cause des processus de transpiration dominant la bioaccumulation chez les végétaux. Chez les herbivores, l'absorption des lipides joue un rôle important avec un effet de réduction du facteur de biomagnification (i.e. une quantité plus faible de phytopharmaceutique circule au niveau trophique supérieur).

Pour mieux prédire les risques de bioconcentration et de bioamplification, des études ont cherché à identifier les caractéristiques des molécules favorisant leur potentiel de bioaccumulation dans les réseaux trophiques terrestres. Les substances hydrophobes, solubles dans les lipides, caractérisées par un K_{ow} élevé (≥100 000) sont reconnues comme bioaccumulatives. Cette caractéristique est prise en compte par les autorités réglementaires pour l'évaluation des risques et l'autorisation de mise sur le marché des produits chimiques. Cependant, une première étude a mis en évidence que des molécules modérément hydrophobiques, faiblement métabolisables, avec un K_{ow} compris entre 100 et 100 000, qui ne sont pas sujettes à la bioamplification dans les réseaux trophiques aquatiques peuvent présenter une bioamplification dans les réseaux trophiques impliquant des animaux à respiration aérienne (Kelly *et al.*, 2007). Ceci en raison de leur K_{oa} élevé et de leur faible taux d'élimination aérien respiratoire. Sur la base d'un modèle de chaîne trophique sol-vers de terre-musaraigne, il a également été illustré que les substances présentant un $\log(K_{oa}) < 5,25$ ne bioamplifiaient pas même si elles avaient un K_{ow} élevé et optimal pour la bioamplification chez les poissons (Armitage et Gobas, 2007). De plus les molécules ayant un $\log(K_{oa})$ supérieur ou égal à 5,25 et un $\log(K_{ow})$ compris entre 1,75 et 12 présentaient un potentiel de bioamplification à moins qu'elles soient métabolisées à un rythme suffisamment rapide (e.g., supérieur à 0,3/jour ou une demi-vie de 2,5 jours chez les musaraignes).

Une étude récente a caractérisé l'amplification trophique de polluants organiques persistants (POP : PCB et phytopharmaceutiques organochlorés, PBDE, retardateurs de flamme bromés) dans un réseau trophique terrestre en milieu urbain incluant des invertébrés, des baies, des passereaux et un prédateur apical, l'Épervier de Cooper, *Accipiter cooperii* (Bonaparte, 1828) (Fremlin *et al.*, 2020). Les facteurs d'amplification trophique ("TMF") dans ce système terrestre variaient entre 1,2 ± 0,21 et 15 ± 4,0, mettant en évidence une bioamplification actuelle de ces substances interdites, et les valeurs de TMF étaient pour certains composés supérieures à celles déterminées dans les écosystèmes aquatiques. Les TMF des POP dans ce réseau trophique terrestre augmentaient significativement avec le logarithme du K_{oa} et du K_{ow} des molécules, les composés ayant un $\log(K_{oa}) > 6$ ou un $\log(K_{ow}) > 5$ montrant un potentiel de bioamplification en système terrestre.

A l'époque des publications de Kelly *et al*. (2007) et Armitage et Gobas (2007), les auteurs ont mentionné que les molécules présentant ces caractéristiques de faible K_{ow}/fort K_{oa} représentaient un tiers des produits chimiques organiques en usage commercial.

Une (ré-)évaluation des PPP actuellement utilisés présentant des caractéristiques de K_{oa} et K_{ow} propices à la bioaccumulation et/ou à la bioamplification, avec une confrontation à des données de terrain chez des organismes sauvages, pourrait apporter des informations pertinentes pour estimer leur potentiel de bioaccumulation et de bioamplification dans les écosystèmes terrestres.

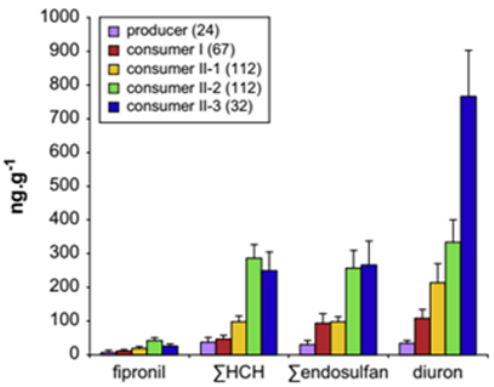
Peu d'études permettant de caractériser les transferts trophiques dans les réseaux trophiques pour des molécules actuellement utilisées ont été trouvées dans la littérature, les informations disponibles révèlent :
(1) l'occurrence d'un transfert des molécules dans les écosystèmes via les interactions trophiques et le besoin de caractériser plus finement les transferts ;
(2) des possibilités de bioamplification qui nécessitent de plus amples investigations.

3.1.2. Transferts de PPP dans les réseaux trophiques aquatiques continentaux et marins

L'étude du transfert des PPP ou de la propagation des effets qui en découle implique de pouvoir suivre la dynamique de plusieurs niveaux trophiques. Dans les milieux aquatiques où la connectivité est importante, il est souvent difficile de travailler *in situ*, notamment dans les écosystèmes estuariens et marins dès lors qu'on s'intéresse aux relations trophiques. Par conséquent, la grande majorité des études à ce sujet concernant les milieux aquatiques s'appuient sur des travaux en méso- ou microcosmes. Parmi celles-ci, on note une proportion très importante d'études s'intéressant aux écosystèmes d'eau douce, tout particulièrement aux mares et étangs en milieu tempéré. Le déclin des populations d'amphibiens dans les régions agricoles d'Amérique du Nord, qui pourrait être lié à des effets indirects « trophiques » alors même que ces organismes sont relativement tolérants aux doses environnementales de phytopharmaceutiques, serait à l'origine des premiers travaux (Relyea *et al.*, 2005 ; Rohr et Crumrine, 2005).

Les ressources bibliographiques s'intéressent généralement à deux ou trois niveaux trophiques avec un nombre d'espèces cibles très variable (jusqu'à 140 espèces identifiées ; De Laender *et al*. (2011)). Les producteurs primaires (phytoplancton et périphyton) à la base du réseau sont généralement étudiés à l'échelle des communautés sans que les espèces puissent être identifiées. Les niveaux trophiques intermédiaires (phytophages) sont principalement étudiés à l'échelle des populations avec des organismes tels que les daphnies, les copépodes et les têtards. Au niveau supérieur (zoophage), les organismes sont systématiquement étudiés à l'échelle des populations d'organismes tels que les larves d'insectes, les amphibiens adultes et les poissons.

De manière générale, les transferts de PPP actuels sont peu étudiés dans les milieux aquatiques où il est difficile de bien les caractériser. Les processus de bioamplification et de biomagnification ont néanmoins été étudiés chez certains poissons et leurs proies. Varo *et al*. (2002) ont notamment montré expérimentalement que le chlorpyriphos est facilement bioaccumulé par des artémias dès 48 heures d'exposition à cet insecticide. Un phénomène de bioamplification a été mis en évidence chez des poissons nourris avec ces artémias pendant 32 jours. L'étude du transfert trophique concerne principalement les phytopharmaceutiques organochlorés interdits aujourd'hui (Goutte *et al.*, 2020 ; Windsor *et al.*, 2020). En milieu marin, le transfert de la chlordécone par la voie trophique a été décrit (Dromard *et al.*, 2018). Dans cette étude, toutes les valeurs *TMF* dépassaient 1, ce qui indique que le niveau de chlordécone est bioamplifié le long des réseaux alimentaires. Pour les composés organochlorés, il est reconnu que la longueur de la chaîne trophique (i.e nombre de niveaux trophiques) est un facteur favorisant la bioamplification (e.g. Kidd *et al*. (1998). Les études réalisées en Camargue ont révélé des transferts de divers contaminants organiques incluant des phytopharmaceutiques, avec une contamination des réseaux trophiques benthiques et pélagiques, en particulier des prédateurs apicaux. Des phytopharmaceutiques interdits de longue date et leurs métabolites (e.g. lindane, heptachlore, endosulfan, dieldrine, aldrine, endrine, pp'-DDE) et des phytopharmaceutiques plus récemment utilisés (fipronil et diuron ainsi que leurs métabolites) ont été détectés à tous les niveaux trophiques (Roche *et al.*, 2009) (Tableau 12-2). Cette étude a également montré une bioamplification de composés faiblement lipophiles tels que le diuron, le lindane et l'endosulfan malgré des K_{ow} faibles (log(K_{ow}) 2,67 et 4,26 pour le diuron et le lindane, respectivement ; log(K_{ow}) de 3,50 et 3,64 pour l'endosulfan et le sulfate d'endosulfan, respectivement). En effet, une corrélation significative a été mise en évidence entre les concentrations en phytopharmaceutiques et le niveau trophique pour le lindane (et ses isomères) ainsi que pour l'endosulfan (y compris isomères et un métabolite) et dans une moindre mesure pour le fipronil et le diuron. Les BMF calculés entre niveaux trophiques montraient une forte gamme de variation et n'étaient pas systématiquement supérieurs à 1 entre chaque niveau trophique, mais pouvaient atteindre des valeurs élevées par exemple pour le sulfate d'endosulfan entre producteurs et consommateurs I (14,97), pour le lindane (gamma-HCH) entre consommateurs I et consommateurs II (4,06) ou encore pour le diuron entre consommateurs II et consommateurs III (2,00) (Roche *et al.*, 2009). En dehors des études sur les phytopharmaceutiques organochlorés, il existe peu de données décrivant l'amplification de PPP dans les réseaux trophiques.



	Corrélation (p-value)	Facteurs de Biomagnification (BMF)			
		Producteur vs Consom.I	Consom. I vs Consom. II-1	Consom. II-1 vs Consom. II-2	Consom. II-2 vs Consom. II-3
α-Endosulfan	0.30 (<0.0001)	2.24	1.05	0.69	0.82
β-Endosulfan	0.15 (0.027)	2.66	0.85	0.56	0.74
Endosulfan sulphate	0.42 (<0.0001)	14.97	0.59	1.54	0.94
Endosulfan total	0.35 (<0.0001)	5.00	0.73	1.06	0.86
Fipronil	0.25 (0.0002)	5.31	0.68	1.14	0.48
Diuron	0.13 (0.022)	2.00	1.61	1.30	2.00

Tableau 12-2. Relations significatives entre le niveau trophique et la contamination par les OC de 2001 à 2005 dans la lagune de Vaccare (France). Facteurs de bioamplification de PPP organochlorés dans le biote, du zooplancton à l'anguille, en fonction de leurs guildes trophiques (sous-compartiment). R ¼ coefficient de Pearson (valeur p). (d'après Roche *et al*., (2009)

Par ailleurs, il a aussi été montré que les populations d'organismes résistantes aux insecticides constituent une source de contamination trophique très préoccupante (Muggelberg *et al.*, 2017). Ainsi, certains amphipodes marins d'eau douce tolérants aux pyréthrinoïdes possèdent une LC_{50} cinquante fois plus importante que les populations sensibles de la même espèce. Très peu vulnérables aux doses environnementales fortes, les populations tolérantes bioaccumulent de fortes concentrations d'insecticides contrairement aux populations sensibles qui ne survivent pas. Une bioamplification de ces contaminants est ensuite enregistrée via leurs prédateurs, notamment certains poissons.

Certaines études font le lien entre saison et transfert trophique. Chez les baleines franches, Weisbrod *et al*. (2000) ont mis en évidence que la bioaccumulation de certains phytopharmaceutiques organochlorés dans les graisses dépendait des proies consommées durant les migrations. La mobilisation des lipides pendant les périodes de faible alimentation permet une élimination des métabolites et entraîne des baisses saisonnières de l'accumulation des phytopharmaceutiques.

Des études se sont intéressées à la contamination des récifs coralliens par différents phytopharmaceutiques et notamment des herbicides (actuellement interdits ou en usage) en Polynésie française. Des résidus ont été détectés dans divers organismes des réseaux trophiques récifaux, ce de manière ubiquiste y compris dans des zones où les activités agricoles sont peu développées ou inexistantes (Salvat *et al.*, 2012 ; Salvat *et al.*, 2016). L'occurrence d'insecticides organochlorés, notamment du lindane, et de chlordécone était générale. Surtout, les travaux montrent une contamination généralisée des algues, macro-invertébrés et poissons à différents niveaux trophiques dans les réseaux trophiques récifaux par plusieurs herbicides de différentes familles chimiques (chloroacetamides, triazines, urées substituées) : atrazine, alachlore, terbuthylazine, simazine, métolachlore, trifluraline et diuron (Salvat *et al.*, 2012 ; Salvat *et al.*, 2016). La majorité des concentrations étaient fréquemment sous les limites de quantification de la méthode d'analyse, et en majorité en dessous des LOAEL (*Lowest observed adverse effect level*). Ces travaux suggèrent l'occurrence d'un transfert trophique des herbicides dans ces récifs coralliens, mettant en lumière la nécessité de poursuivre les recherches sur ces écosystèmes particuliers afin de quantifier les voies d'exposition des différents organismes, le transfert trophique et caractériser l'éventuelle bioamplification.

Enfin, il est à noter que, dans les écosystèmes d'eau douce, les biofilms microbiens constituent une ressource alimentaire importante. L'analyse de la littérature réalisée dans le chapitre concernant les producteurs primaires révèle un déficit d'études sur la contamination en PPP de ces biofilms microbiens. Toutefois, Bonnineau *et al*. (2020) mettent en évidence leur potentiel pour accumuler les phytopharmaceutiques et modifier leur biodisponibilité, influençant ainsi leurs transferts dans les réseaux trophiques. Le rôle des biofilms dans l'exposition trophique aux contaminants, négligé pendant longtemps, reste probablement sous-évalué du fait d'un déficit d'études à ce sujet. De manière plus large, quels que soient les niveaux trophiques considérés, les transferts trophiques des PPP actuels restent encore très rarement étudiés dans les écosystèmes aquatiques.

3.1.3. Transferts de PPP par voie trophique entre les écosystèmes aquatiques et terrestres

Les transferts trophiques de PPP peuvent également s'opérer entre écosystèmes (i.e. transferts trans-écosystèmes). Ainsi, le transfert de PPP dans les réseaux trophiques terrestres peut parfois trouver son origine dans les milieux aquatiques : de nombreux insectivores, notamment les oiseaux, chiroptères et amphibiens dépendent des stades adultes des insectes aquatiques comme ressource alimentaire de haute qualité, et aussi quantité, à certaines périodes cruciales (production des œufs, élevage de la progéniture) (Kraus *et al.*, 2021b). Le transfert dans les réseaux trophiques lié à l'accumulation des contaminants dans les proies durant leur stade de vie aquatique et consommés par des prédateurs terrestres (vertébrés cités ci-dessus, mais aussi invertébrés comme les araignées consommées par la suite par d'autres groupes) a été mis en évidence pour divers contaminants métalliques et organiques (Kraus *et al.*, 2021b). Récemment, Kraus *et al.* (2021a) ont étudié la contamination d'insectes aquatiques prélevés en zone humide aux Etats-Unis d'Amérique par des phytopharmaceutiques, et ont détecté des résidus d'herbicides et insecticides dans les individus adultes en phase aérienne postémergence (e.g. atrazine, métolachlor, bifenthrine, fipronil, clothianidine, et imidaclopride) (Kraus *et*

al., 2021a). Les auteurs ont estimé que les insectes aquatiques transféraient à l'écosystème terrestre des flux de l'ordre de 2 à 180 µg de phytopharmaceutiques totaux par zone humide par jour (Kraus *et al.*, 2021a). Une augmentation de 50% dans le flux de phytopharmaceutiques reposant sur les insectes aquatiques a été calculée sur le gradient de concentrations en insecticides dans les insectes aquatiques émergents (de 3 à 577 ng d'insecticides par gramme d'insecte).

Cependant, force est de constater que les travaux concernant ces transferts trans-écosystèmes sont rares, les deux références citées étant très récentes (2021) et issues du même laboratoire de recherche.

Des transferts trans-écosystèmes de différents contaminants, y compris des PPP, ont été mis en évidence mais cette thématique de recherche est plutôt émergente. Ces transferts, qui pourraient avoir une importance majeure vis-à-vis des dynamiques spatiales et temporelles des contaminations dans les écosystèmes et par conséquent vis-à-vis des effets sur la biodiversité et le fonctionnement écologique, nécessitent de plus amples investigations.

3.2. Quelle est la propagation des effets biologiques des contaminants par les interactions trophiques ?

3.2.1. Propagation des effets dans les réseaux trophiques terrestres

Propagation chez les invertébrés terrestres

Les effets biologiques mesurés sont très variés. Il s'agit de paramètres liés avant tout à la nutrition au sens large, comme le taux de consommation des proies, le temps de manipulation des proies ou la préférence alimentaire et sa modification (par exemple, Esquivel *et al*. (2020) ; Douglas *et al*. (2015); Mauchline *et al*. (2004); Martinou *et al*. (2014)). D'autres variables de réponse ont été régulièrement mesurées en lien avec la survie (Mauchline *et al.*, 2004; Martinou *et al.*, 2014 ; Douglas *et al.*, 2015 ; Esquivel *et al.*, 2020), la croissance et le développement des individus (Ferry *et al.*, 2003 ; Moscardini *et al.*, 2014 ; Douglas *et al.*, 2015; Nunes *et al.*, 2019). La diversité des variables de réponse, des organismes, des temps d'exposition, des molécules étudiées et des doses appliquées rend difficile de dresser un portrait global des effets. Par exemple, Esquivel *et al*. (2020) ont documenté les effets temporels du néonicotinoïde thiaméthoxame sur le taux de prédation et la survie de deux prédateurs, la punaise *Orius insidiosus* (Say) et la coccinelle *Hippodamia convergens* Guérin-Méneville, lorsqu'ils s'attaquent à des pucerons exposés à des plantes traitées ou non au thiaméthoxame. Ils ont constaté que le taux de prédation n'était pas influencé par l'exposition des pucerons à ce néonicotinoïde. Par contre, la survie de la punaise, mais pas celle de la coccinelle, était réduite après avoir consommé des pucerons élevés sur des plantes traitées par celui-ci. La réduction de la survie de la punaise n'a été observée qu'au cours des premières semaines après l'application de thiaméthoxame mais aucune réduction n'a été observée 1 mois et plus après le traitement. Dans une autre étude, Mauchline *et al*. (2004) ont quantifié les réponses alimentaires de trois espèces de coléoptères carabiques (*Pterostichus madidus* Fab., *P. melanarius* Illiger et *Nebria brevicollis* Fab.) à des proies contaminées à l'insecticide organophosphoré diméthoate, dans des tests d'alimentation "sans choix" et "avec choix". Dans les tests de non-choix, des coléoptères affamés ont reçu des pucerons traités avec quatre concentrations de diméthoate. Aucun comportement d'évitement ou de rejet n'a été observé chez les carabiques dans les deux tests, c'est-à-dire qu'aucune discrimination entre les proies traitées et non traitées n'a été observée. Une quantité suffisante de diméthoate a été consommée au travers des pucerons pour provoquer des niveaux de mortalité significatifs chez les carabiques. Les concentrations de diméthoate utilisées dans ces expériences sont comparables à l'exposition sur le terrain, de sorte que les carabes se nourrissant dans les champs traités et en bordure des champs pourraient potentiellement subir des effets létaux par la voie d'exposition indirecte de la consommation de proies contaminées.

Dans le cas des herbicides, Bigler et Albajez (2011) décrivent plusieurs exemples montrant que le contrôle des adventices par une pulvérisation globale de glyphosate sur les cultures génétiquement modifiées (tolérantes aux herbicides) entraîne une réduction de la biomasse des adventices et une diminution de l'abondance des

arthropodes, y compris des espèces bénéfiques. Et à l'inverse, il est montré que le maintien d'une certaine quantité d'adventices améliore les densités d'arthropodes et le contrôle biologique naturel. Du même ordre, Gutiérrez *et al*. (2020) ont décrit l'impact d'une application d'un phénoxy-herbicide (Clovermax) sur la sauterelle polyphage *Pseudochorthippus parallelus* (Zetterstedt, 1821). La diversité des plantes favorise l'herbivorie chez la sauterelle, et à travers cela plusieurs traits de vie comme la durée de vie des mâles ou le nombre de descendants chez les femelles. Ainsi, plus généralement, en réduisant la diversité végétale, l'usage d'herbicides au champ peut influencer l'allocation des ressources chez les insectes herbivores terrestres.

Concernant la lutte biologique, tout comme pour le transfert des substances dans les réseaux trophiques, il existe peu d'études sur la propagation des effets par les interactions trophiques. Par contre, Langan *et al*. (2004) montrent que l'usage de certains molluscicides peut nuire à la lutte biologique, comme c'est le cas pour le méthiocarbe, appliqué contre les limaces, qui entraîne une diminution de la durée de vie chez les carabes (*Pterostichus melanarius* Illiger) qui se nourrissent de ces limaces. Au contraire, la durée de vie des carabes et leur taux de consommation de limaces traitées au métaldéhyde ne différaient pas de ceux des carabes ayant consommé des limaces témoins. Ce sont les processus de régulation biologique qui peuvent être perturbés lors de traitements.

En conséquence, la diversité des variables de réponse, des organismes, des temps d'exposition, des molécules étudiées et des doses appliquées rend difficile de dresser un portrait global de la propagation des effets des PPP par voie trophique chez les invertébrés terrestres.

Propagation des effets chez les vertébrés terrestres (hors cascade trophique)

La propagation des effets par les interactions trophiques, hors cascades trophiques qui sont détaillées plus bas, semble peu étudiée s'agissant des PPP actuels. Pourtant, les comportements anti-prédation et les comportements de prédation sont centraux dans la survie et la *fitness* des individus et dans la détermination de la structuration des réseaux trophiques (Ford *et al.*, 2021).

Une vulnérabilité plus importante à la prédation a été montrée chez divers vertébrés lors d'une exposition à des phytopharmaceutiques neurotoxiques tels que les organophosphorés et les carbamates (anticholinestérasiques), ainsi qu'une diminution de la prise de nourriture (Lambert *et al.*, 2005). Les effets toxiques de ces phytopharmaceutiques sont en effet associés à une baisse d'activité et de vigilance, qui se traduisent entre autres par une diminution de la réactivité, une diminution de la recherche alimentaire et une inappétence, qui peuvent représenter une part importante des causes de mortalité lors des intoxications à ces PPP (Lambert *et al.*, 2005). D'autres PPP peuvent entraîner des effets sur les comportements relevant de la propagation trophique. L'exposition de la souris au haloxyfop-p-methyl ester (herbicide sélectif) entrainait des désordres de comportement anti-prédation, à travers l'incapacité à reconnaître un serpent comme prédateur potentiel contrairement aux animaux témoins (Mendes *et al.*, 2018).

Dans une des rares expérimentation tri-trophique impliquant un vertébré, les auteurs ont montré des impacts de la simazine (herbicide de la famille des triazines, interdite en France) sur la communauté testée qui comprenait des végétaux (*Agrostis matsumurae* Hack. ex Honda et *Medicago sativa* Urb), des arthropodes (vers de farine *T. molitor* et criquets *Acheta domesticus* (L., 1758)), et un lézard (*Eremias argus* Peters, 1869) avec (1) des inhibitions de croissance et de fonctions écologiques des producteurs primaires (teneurs en métabolites primaires et secondaires), (2) des variations du nombre d'arthropodes en fonction de la dose de simazine, et (3) une faible croissance et une faible condition physique chez les lézards (Wang *et al.*, 2021). Les auteurs mentionnent que les impacts de l'herbicide sur la communauté sont attribuables aux effets directs de la simazine, aux cascades trophiques et aux comportements de prédation et anti-prédation. Les réponses des animaux dans le cadre de tests de toxicité standards différaient des réponses observées dans l'expérimentation multi-espèces, montrant que la propagation trophique était une force majeure déterminant les impacts de l'herbicide (Wang *et al.*, 2021). Les auteurs soulignent que la propagation et les cascades trophiques sont des mécanismes cruciaux à considérer dans l'évaluation des risques afin d'éviter la production de conclusions faussées. Dans une autre étude tri-trophique impliquant le lézard mais cette fois sur un insecticide, l'alpha-cyperméthrine (pyréthrinoïde), une propagation a

également été mise en évidence : la consommation de vers de farine nourris avec du chou contaminé par les lézards était plus faible dans les groupes traités et négativement corrélées aux doses de cyperméthrine conditions traitées, avec 26,6% et 28,1% de consommation de nourriture en moins dans les groupes à la faible dose et forte dose, respectivement, par rapport aux contrôles (Chen *et al.*, 2019). L'indice de condition corporelle diminuait chez les lézards avec l'exposition à la cyperméthrine de manière sexe-dépendant et dose-dépendante. Les lézards exposés aux plus fortes concentrations en cyperméthrine montraient à la fois un plus faible indice de condition corporelle et une plus forte mortalité. L'exposition des lézards à l'insecticide dans ce réseau trophique simplifié aboutissait également à des perturbations de la reproduction (Chen *et al.*, 2019).

L'ensemble des études citées ci-dessus démontre une possibilité de propagation des effets biologiques des PPP actuels via les interactions trophiques pour différentes familles chimiques et modes d'usage, à travers des effets comportementaux et des effets sur les interactions proies/prédateurs. Elles impliquent la nécessité de renforcer les connaissances sur ces thématiques.

Propagation des effets par cascade trophique

Les phénomènes de cascade trophique, de la bioamplification aux effets *bottom-up* de disparition des proies sur le prédateur, sont des concepts clés en écotoxicologie. L'un des principaux effets indirects de l'usage de phytopharmaceutiques sur la faune sauvage repose sur des cascades trophiques liées à la réduction des proies ou plus largement la réduction des ressources alimentaires (Rohr *et al.*, 2006 ; Clements et Rohr, 2009 ; Kohler et Triebskorn, 2013). Dans les années 1980, le déclin brutal des populations de perdrix grise (*P. perdix*) au Royaume-Uni et plus largement en Europe a été mis en lien avec une forte augmentation dans les décennies précédentes de l'usage d'insecticides, herbicides et fongicides causant une réduction de la disponibilité en insectes et en conséquence une forte diminution du taux de survie des poussins (Kuijper *et al.*, 2009). La viabilité des populations de nombreux taxons granivores, comme illustré par cet exemple sur la perdrix, repose sur des ressources en arthropodes pour l'élevage de leur progéniture.

D'après Gibbons *et al*. (2015), les effets indirects des phytopharmaceutiques sur les vertébrés s'exercent le plus souvent de l'une des trois manières suivantes : (1) par la réduction de la nourriture à base de graines pour les granivores suite à l'application d'herbicides (par exemple Gibbons *et al*. (2006) ; (2) par la perte de plantes hôtes d'insectes suite à l'application d'herbicides et les impacts secondaires pour les insectes dépendants et les insectivores (par exemple Potts, (1986)) ou (3) par la réduction des proies arthropodes pour les insectivores suite à l'application d'insecticides ou de fongicides ayant des propriétés insecticides (par exemple Martin *et al*., (2000) ; Morris *et al*., (2005) ; Poulin *et al*., (2010).

Plus spécifiquement sur les insecticides néonicotinoïdes et le fipronil, une synthèse de la littérature a souligné le potentiel d'effets toxiques directs mais aussi le rôle important d'effets indirects via la réduction d'approvisionnement alimentaire en proies pour différents taxons insectivores comme les oiseaux et les reptiles (Gibbons *et al.*, 2015). Plusieurs travaux montrent une réduction des ressources alimentaires en arthropodes pour les oiseaux suite à l'usage d'insecticides, qu'ils soient synthétiques ou des biopesticides (e.g. néonicotinoïdes, pyréthrinoïdes ; biopesticides : spinosad ou basé sur l'utilisation des propriétés de *Bacillus thuringiensis*) (Poulin *et al.*, 2010 ; Awkerman *et al.*, 2011 ; Kohler et Triebskorn, 2013 ; Poulin et Lefebvre, 2018). Cette réduction s'accompagne de modifications comportementales pour le nourrissage (items alimentaires inhabituels, augmentation de la distance parcourue par les adultes pour le nourrissage des juvéniles) et d'impacts négatifs sur le succès de reproduction des oiseaux et la dynamique des populations (Brickle *et al.*, 2000 ; Martin *et al.*, 2000 ; Boatman *et al.*, 2004 ; Hart *et al.*, 2006 ; Hallmann *et al.*, 2014).

Dans une synthèse de la littérature récente concernant le déclin des oiseaux insectivores en Amérique du Nord, les auteurs mentionnent que sur la base des informations actuelles les modifications de disponibilité des proies, et plus particulièrement des proies de haute qualité nutritionnelle, sont responsables de réductions du succès d'envol, de la survie après envol, et de la condition corporelle en dehors de la saison de reproduction qui se traduisent sur les dynamiques des populations (Spiller et Dettmers, 2019). Les PPP sont l'un des facteurs multiples qui déterminent l'abondance et la diversité de ces proies. Cette synthèse mentionne de plus des modifications de

régime alimentaire qui indiqueraient des modifications des populations d'insectes à large échelle dues aux insecticides suite à l'usage de PPP synthétiques. Les réductions d'abondance d'insectes ont été corrélées avec des diminutions d'intensité de nourrissage et de succès de reproduction chez diverses espèces dans des contextes d'usage de PPP variés (Spiller et Dettmers, 2019).

L'usage d'herbicides peut également impacter les ressources en insectes pour les oiseaux, et en insectes auxiliaires, en raison de modification des communautés de végétaux et de ressources pour les invertébrés (Kohler et Triebskorn, 2013). Par exemple, dans une étude impliquant l'imazamethabenz et le bromoxynil, le nombre et la biomasse des insectes consommés par le faisan de Colchide et la perdrix grise et les arthropodes auxiliaires étaient affectés par les traitements (Taylor *et al.*, 2006). L'usage d'herbicides s'accompagne d'une diminution des ressources en graines (un apport alimentaire important pour les oiseaux), qui peut entraîner des impacts sur les ressources nécessaires à la survie en période hivernale par exemple, et plus généralement des impacts négatifs sur les dynamiques de population d'oiseaux agricoles en déclin (Gibbons *et al.*, 2006 ; McKenzie *et al.*, 2011).

Cet effet délétère sur la réduction des ressources apparaît aussi pour les mammifères insectivores, pour lesquels de plus faibles ressources en arthropodes dans les cultures traitées sont associées à des impacts négatifs sur les individus ou populations avec des réductions d'activité/chasse, d'abondances et de richesses spécifiques chez les chauves-souris et musaraignes (Wickramasinghe *et al.*, 2003 ; Wickramasinghe *et al.*, 2004 ; Jennings et Pocock, 2009 ; Mineau et Callaghan, 2018 ; Put *et al.*, 2018 ; Oliveira *et al.*, 2021).

De plus, si les quantités d'arthropodes disponibles sont une caractéristique importante de la ressource, la composition de la communauté de proie (l'identité des proies) est également essentielle pour la survie et la croissance des juvéniles (e.g. Borg et Toft (2000). Ceci probablement à travers la qualité nutritionnelle variée des différentes proies constituant la ressource alimentaire. Un tel constat est appuyé par les conclusions de la récente revue de la littérature de Spiller & Dettmers (2019) chez les oiseaux insectivores aériens, où l'importance de la qualité des proies pour la survie et le succès de reproduction est exposée, et les variations d'abondance de proies de haute qualité nutritionnelles mises en lien avec les dynamiques de populations d'oiseaux et les usages de PPP.

Un autre effet délétère pour les oiseaux vis-à-vis de la propagation des effets concerne les ressources en calcium, lequel est essentiel pour la production des œufs et donc le succès de reproduction, et qui sont régulièrement assurées par la consommation de coquilles de mollusques. Il a été montré chez la mésange bleue *Cyanistes caeruleus* L. une diminution de la taille des œufs, les œufs dans les plus grandes pontes étant plus affectés que dans les petites nichées, suite à un traitement molluscicide qui avait provoqué une chute drastique des populations d'escargots, réduisant ainsi la disponibilité en coquilles de mollusques pour les mésanges nicheuses (Banbura *et al.*, 2019).

Les effets liés aux contrôles de types « *bottom-up* » et « *top-down* » sont également appelées effets verticaux, et s'y ajoutent des effets « horizontaux », qui concernent les relations de compétition pour une même ressource. Il peut d'agit d'une ressource d'habitat, ou de ressources trophiques. Les impacts des contaminants, dont les PPP, en termes d'effets verticaux dans les réseaux trophiques mais aussi d'impacts sur les relations de compétition (trophique) ont été conceptualisés dans la littérature (Rohr *et al.*, 2006; Clements et Rohr, 2009). Si les effets verticaux ont été étudiés vis-à-vis de l'impact des PPP en milieu terrestre comme décrit ci-dessus, l'étude des effets horizontaux est beaucoup moins développée et concentrée principalement sur le milieu aquatique (*cf.* section suivante).

Chez les oiseaux, un déclin global des abondances et de la richesse est rapporté pour l'avifaune agricole, mais quelques espèces se distinguent par une stabilité voire une augmentation de l'abondance (cf. chapitre 9 sur les vertébrés terrestres et détails ci-dessus). Il s'agit notamment de certains colombidés et corvidés, qui présentent un régime alimentaire généraliste, plastique, et opportuniste. Ces phénomènes de variations inverses d'abondance et/ou richesse d'espèces au sein de l'avifaune partageant des ressources trophiques communes, et parfois en quantités limitées, seraient à même de modifier les relations de compétition dans les communautés. Dans une étude canadienne cherchant à identifier les relations entre intensification agricole, abondance et sélection de site de nidification et interactions compétitives, Robillard *et al.* (2013) ont rapporté des effets opposés de l'intensification

agricole sur les deux espèces d'oiseaux considérées, l'hirondelle bicolore (*T. bicolor*) et le moineau domestique (*Passer domesticus* L.). Ce, avec des effets directs sur l'abondance des moineaux et des effets indirects exacerbant la pression de compétition sur les hirondelles (via l'abondance du compétiteur). Cependant, cette étude n'a pas exploré de liens directs avec l'usage de PPP, et la compétition est très probablement due à la disponibilité des sites de nidifications plutôt qu'aux ressources alimentaires car les niches alimentaires des deux espèces diffèrent fortement. Nous n'avons pas identifié de ressources dans la littérature abordant plus en détail les effets horizontaux des PPP sur la faune sauvage terrestre. Si des perturbations des interactions de compétition trophique sont possibles du point de vue théorique, le manque d'études dans la littérature ne permet pas de statuer ni de quantifier les effets horizontaux des PPP chez la faune sauvage terrestre.

Globalement, depuis une vingtaine d'années, le remplacement progressif des molécules insecticides présentant les plus fortes toxicités aiguës semble avoir permis de réduire le risque d'intoxication mortelle pour la faune et en particulier pour les oiseaux (Mineau et Whiteside, 2006). La contribution des effets indirects, via la réduction des ressources, pourrait donc être l'une des causes prépondérantes des impacts négatifs de l'usage de phytopharmaceutiques (quel que soit le mode d'usage, biopesticides y compris) sur les populations sauvages (Kohler et Triebskorn, 2013).

3.2.2. Propagation des effets dans les réseaux trophiques aquatiques continentaux et marins

Tout d'abord, il convient de noter que la diversité des molécules ciblées par les études relatives, à la propagation des effets est importante (une trentaine dans le corpus retenu), mais trois catégories d'usages sont majoritairement représentées dans les études : les insecticides, les fongicides et les herbicides. Le choix de ces molécules n'est pas anodin lorsque l'on considère les types d'organismes étudiés dans les réseaux trophiques d'eau douce. A la base du réseau, les producteurs primaires sont principalement vulnérables aux herbicides et on peut s'attendre à observer un phénomène de contrôle « *bottom-up* » en présence de ces molécules. A l'inverse, les insecticides possèdent des modes d'action qui impactent fortement les crustacés et les larves d'insectes qui sont généralement phytophages et zoophages, représentant les niveaux trophiques supérieurs. En présence de ces molécules on pourrait s'attendre à un contrôle « *top-down* ». La mise en évidence de ces deux types de contrôles sur la structure et la composition des réseaux trophiques est complexe. De plus il a été montré que « *top-down* » et « *bottom-up* » peuvent coexister en présence d'un fongicide, le chlorothalonil (McMahon *et al.*, 2012).

Les variables biologiques mesurées par les auteurs qui s'intéressent aux impacts des PPP sur les réseaux trophiques sont majoritairement la survie, l'abondance et la biomasse qui témoignent de la présence des organismes dans l'écosystème mais pas directement de leur état de santé ni des impacts sur leur physiologie. Ces impacts sont plus difficiles à mesurer mais aussi plus informatifs sur les effets qui conduisent à des changements trophiques. Ainsi les études relativement récentes tendent à privilégier des variables biologiques tels que les traits d'histoire de vie et le comportement lorsque cela est possible (Del Arco *et al.*, 2015a ; Hasenbein *et al.*, 2017). Lorsque l'on s'intéresse aux impacts des phytopharmaceutiques sur les réponses biologiques, il est important de noter qu'il existe (1) des effets directs et indirects et (2) des effets horizontaux et verticaux.

Effets directs et indirects

Pour certains taxons, il est aisé de prédire un impact sur la base des connaissances bibliographiques concernant les effets directs. Par exemple, les crustacés tels que les daphnies sont directement impactés par de nombreux insecticides. En revanche, d'autres espèces pour lesquelles des études « monospécifiques » ont révélé une vulnérabilité forte aux insecticides à l'échelle individuelle ou populationnelle, sont affectées différemment (parfois positivement) lorsque l'on étudie l'impact des contaminants à l'échelle des réseaux trophiques. En effet, certains effets sont contrôlés par d'autres espèces de la communauté et ne peuvent être observés que lorsque nous étudions les taxons dans leur contexte écologique naturel : ce sont les effets indirects. Relyea *et al*. (2005) ont montré que la présence de phytopharmaceutiques dans les habitats des amphibiens peut-être la cause du déclin de ces populations, malgré la coexistence d'effets directs « négatifs » (toxicité) et indirects « positifs » (limitation

de la pression de prédation par les insectes). Plus généralement, on observe que chez certains groupes tels que le zooplancton et les algues, l'impact des mélanges de phytopharmaceutiques en milieu naturel peut être largement prédit à partir des impacts « individuels » connus des phytopharmaceutiques. Pour d'autres taxons, tels que les amphibiens, la prédiction de l'impact est beaucoup plus complexe (Relyea, 2009). Hayasaka *et al*. (2012) ont eux montré que des applications d'imidaclopride et de fipronil dans des rizières expérimentales, entraînaient la diminution de la croissance des poissons medaka, *Oryzias latipes* (Temminck et Schlegel, 1846), adultes et alevins, très probablement par le biais d'une réduction de l'abondance des proies du médaka, les concentrations (environ 0,001 à 0,05 mg/L) étant trop faibles pour avoir un effet direct chez le poisson.

La contamination des récifs coralliens par plusieurs herbicides soulève des questions vis-à-vis des risques pour la santé de ces écosystèmes : les coraux hermatypiques sont fortement dépendants de leur symbiose avec les zooxanthelles, Dinoflagellés du genre *Symbiodinium*, qui présentent une forte sensibilité aux herbicides inhibiteurs du photosystème II (tels que les urées substituées et les dérivés de triazines, molécules identifiées dans les résidus recherchés) avec des inhibitions partielles de leur activité photosynthétique à des concentrations très faibles dans l'eau de mer (inférieures au µg/l) (Salvat *et al.*, 2012 ; Salvat *et al.*, 2016). Ceci pourrait représenter un exemple de propagation dans le réseau via les interactions biotiques d'ordre trophique.

Effets verticaux

Les sont ceux qui s'entendent à l'échelle du réseau trophique et dont on peut modéliser le contrôle via la ressource (*bottom-up*) ou via les prédateurs selon une cascade trophique (t*op-down*). Lorsqu'on s'intéresse aux effets verticaux (les plus étudiés), il est important de comprendre finement les relations proies/prédateurs qui existent dans le réseau trophique.

Rasmussen *et al*. (2013) ont montré que l'exposition de gammares aux pyréthroïdes entraîne des effets sur leur comportement de prédation mais également sur leur comportement d'évitement des prédateurs (anti-prédation). Les deux comportements sont négativement impactés, ce qui pourrait entraîner une très grande vulnérabilité de cet organisme dans le milieu naturel. D'autres études soulignent l'intérêt d'étudier le comportement lorsqu'on s'intéresse aux réseaux trophiques. Il a été notamment montré que certains poissons ingèrent des proies toxiques par erreur lorsqu'ils sont exposés au carbaryl qui est connu comme un perturbateur du système nerveux qui altérerait leur perception des proies (Hanlon et Parris, 2013). Une revue récente s'intéresse au comportement des amphibiens en réponse à une exposition à divers contaminants en s'appuyant sur une méta-analyse de 116 articles (Sievers *et al.*, 2019). 64% des études considérées sont focalisées sur les insecticides, ces derniers entraînant les plus forts effets rapportés dans l'article. Ces PPP induisent notamment des modifications du comportement de nage des larves et altèrent plus particulièrement les réponses d'évitement suite à des simulations d'attaques de prédateurs. Les auteurs ont mis en évidence que l'exposition des amphibiens aux contaminants tend à faire augmenter leur taux de prédation (+176%) lorsque leurs prédateurs ne sont quant à eux pas exposés. Mais l'inverse est observé lorsque les amphibiens et les prédateurs sont conjointement exposés aux contaminants (-62%). Cette étude de synthèse fait donc clairement le lien entre les effets des PPP sur le comportement et des modifications des interactions trophiques en milieu aquatique.

Si on s'intéresse aux effets verticaux dans le milieu naturel, on peut observer des réponses différentes selon les saisons et les différents phytopharmaceutiques utilisés. Rybicki et Jungmann (2018) ont montré qu'en hiver, lorsque les herbicides sont utilisés (terbutryne), la communauté de périphyton voit son abondance diminuer, ce qui a un impact sur la croissance et le taux de lipides d'un de ses prédateurs (larves d'éphémères) : c'est un contrôle de type *bottom-up*. Au printemps, un insecticide (la lambda-cyhalothrine) est utilisé et il impacte la survie des larves d'éphémères. La pression de prédation devenant moindre, la communauté de périphyton voit son abondance augmenter : c'est un contrôle de type *top-down*.

L'eutrophisation du milieu est un facteur très peu étudié mais qui semble également avoir un effet sur les interactions proie/prédateur. Oliveira dos Anjos *et al.* (2021) se sont intéressés à la survie de daphnies exposées à un herbicide (le diuron) et à un insecticide (le chlorpyrifos) en présence ou non d'un prédateur (le notonecte). Les résultats indiquent que les effets des différents stress peuvent s'additionner et devenir synergiques en milieu

mésotrophe où il y a une plus grande limitation pour la ressource. En milieu eutrophe, les effets sont moins marqués.

Au sein d'un même type de réseau trophique, certains auteurs ont mis en évidence l'existence de populations résistantes, notamment lorsqu'elles résident à proximité de parcelles agricoles dans des eaux contaminées de façon chronique. Ainsi Bendis *et al*. (2016a ; 2016b) ont montré que l'introduction de populations de daphnies sensibles ou tolérantes au chlorpyrifos dans des réseaux trophiques artificiels (mésocosmes) entraînait des réponses différentes des communautés face à une exposition à différents pyréthrinoïdes. Un contrôle de type *top down* est prépondérant lorsque les daphnies sont sensibles, avec une prolifération du phytoplancton qui subit moins de pression de prédation. Lorsque les daphnies sont résistantes, le phytoplancton sera davantage brouté et la production primaire sera dominée par du périphyton qui est une ressource alimentaire importante pour les têtards. *In fine* les populations de têtards sont favorisées par cette non limitation de la ressource (contrôle *bottom up*) lorsqu'elles se trouvent en présence de daphnies résistantes.

S'agissant des espèces envahissantes, la régulation naturelle de leurs populations peut être impactée par la présence de phytopharmaceutiques. Ainsi la grenouille taureau, *Lithobates catesbeianus* (Shaw, 1802), est une espèce originaire d'Amérique du nord qui a été introduite dans de nombreux pays d'Europe, connue pour modifier les équilibres naturels et entrer en compétition avec d'autres espèces d'amphibiens. Les têtards de cette grenouille sont des proies des écrevisses qui contrôlent leurs populations. Cependant, les écrevisses sont très vulnérables au carbaryl contrairement aux grenouilles taureaux. En présence de ce type de phytopharmaceutique on enregistre une prolifération de cette espèce envahissante qui ne subit plus de pression de prédation (Boone et Semlitsch, 2003).

Effets horizontaux

En plus des effets verticaux, il est important de considérer les effets horizontaux. En effet, il coexiste généralement plusieurs espèces d'organismes au sein de chaque niveau trophique. Les populations de ces organismes entrent dans de nombreux cas en compétition pour la ressource ou les proies et présentent des vulnérabilités différentes aux prédateurs. Les effets verticaux et horizontaux coexistent dans le milieu naturel et sont tous deux contrôlés par les contaminants (McMahon *et al.*, 2012 ; Zhao *et al.*, 2020). La quasi-totalité des études s'intéresse aux effets verticaux dont l'interprétation est parfois faite sans tenir compte des effets horizontaux. En revanche, peu d'études se focalisent sur les effets horizontaux (compétition). Del Arco *et al*. (2015a ; 2015b) ont pourtant montré que le fongicide carbendazim pouvait influencer la compétition inter- mais aussi intraspécifique entre plusieurs couples d'organismes tels que : daphnies et rotifères ; gastéropodes et gammares ; gastéropodes et aselles. Les auteurs soulignent la complexité des interactions dont l'interprétation est difficile. Zhao *et al.* (2020) ont montré que des modifications de la composition horizontale d'un réseau trophique peuvent accroître ou diminuer les effets des phytopharmaceutiques alors que l'augmentation du nombre de niveaux trophiques conduit systématiquement à augmenter ces effets en termes d'abondance et de composition spécifique.

La limitation en nourriture est un paramètre important à prendre en compte lorsqu'on s'intéresse aux réseaux trophiques et qui est même crucial pour comprendre les effets horizontaux. Sans prendre en compte les phénomènes de compétition pour la ressource, il semblerait que la limitation en nourriture tende à augmenter la vulnérabilité individuelle aux phytopharmaceutiques des larves d'éphémères (Hunn *et al.*, 2019). Cependant Van den Brink *et al*. (2017) ont mis en évidence que lorsque des daphnies et des gammares font face à une compétition pour la ressource, ils ont une meilleure survie en présence de doses environnementales de chlorpyriphos que sans contaminants. L'hypothèse proposée est qu'il y aurait un meilleur accès à la ressource lorsque les densités de population sont réduites par des mortalités induites par un contaminant. Ainsi il y aurait moins de phénomènes de cannibalisme et de prédation intraguilde. Beketov et Liess (2006) ont quant à eux mis en évidence que des populations d'artémias qui subissent une prédation régulière ont une densité leur permettant un renouvellement plus rapide suite à une exposition à un insecticide pyréthrinoïde : l'esfenvalerate, avec des générations non impactées qui auront un meilleur accès à la ressource. Des résultats similaires ont été obtenus par Takahashi et Hanazato (2007) pour des daphnies exposées au carbaryl.

La résilience des écosystèmes aquatiques est un processus très peu étudié en lien avec le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques. Les variables biologiques intégratives généralement utilisés pour l'étude des réseaux trophiques tels que la biomasse et l'abondance pourraient être inadaptés pour s'intéresser aux faibles niveaux trophiques (Foit *et al.*, 2010). Ces auteurs se sont intéressés aux relations proies/prédateurs via le broutage d'une communauté bactérienne par des daphnies exposées à un insecticide (le fenvalerate). Après une exposition aiguë unique au contaminant, les auteurs observent que la communauté bactérienne peine à retrouver son état initial au bout de 28 jours dans une eau non contaminée, alors que la population de brouteurs (daphnies) a été fortement impactée (biomasse et nombre d'individus) et que l'on s'attendait à une pression de prédation plus faible. En s'intéressant aux structures de tailles, les auteurs ont montré que la proportion de petites daphnies (jeunes individus) était forte dans la population après l'exposition. Pour ces petits individus, la communauté bactérienne est une source de nourriture privilégiée, contrairement aux grosses daphnies qui ont un régime plus varié. Ainsi la pression de broutage est maintenue, voire renforcée à l'issue de l'exposition, ce qui limite la résilience de la communauté bactérienne contre toute attente.

En conclusion, nous retenons que dans les écosystèmes aquatiques naturels, où des contaminations multiples peuvent se produire et où le réseau trophique peut être très diversifié, les effets directs, indirects, verticaux et horizontaux coexistent. L'impact des contaminants sur les différents organismes de l'écosystème est donc très complexe (Rohr et Crumrine, 2005). Au regard de ces éléments, il ressort que les résultats des études monospécifiques doivent être interprétés avec la plus grande prudence. Considérant la complexité des effets des phytopharmaceutiques sur les réseaux trophiques aquatiques, il est possible de dire que la protection de l'espèce la plus polluosensible d'un écosystème n'assurera pas systématiquement la protection de celui-ci (Zhao et al., 2020).

3.2.3. Propagation des effets entre les écosystèmes aquatiques et terrestres

Certains taxons exploitent pour se nourrir et se reproduire les milieux terrestres et les milieux aquatiques comme les amphibiens et les reptiles. La faune sauvage des agroécosystèmes exploite des ressources en insectes réalisant tout ou partie de leur cycle de vie en milieu terrestre mais aussi en milieu aquatique. En période d'émergence, les ressources provenant des systèmes aquatiques représentent des biomasses élevées et une source nutritionnelle de haute qualité nécessaires en période de reproduction pour la production des œufs et nourrissage des juvéniles, comme c'est le cas par exemple des oiseaux, des chiroptères et des amphibiens (Manning et Sullivan, 2021; Kraus *et al.*, 2021b). Dans une étude récente menée sur des zones humides aux Etats-Unis d'Amérique, les résultats ont mis en évidence que l'accumulation des phytopharmaceutiques par les insectes durant leurs phases aquatiques réduisait la disponibilité en proies pour les insectivores et pouvaient en faire une source trophique d'exposition de ces consommateurs (Kraus *et al.*, 2021a). En effet, l'émergence des insectes aquatique adultes déclinait avec l'augmentation de leurs concentrations en insecticides, avec une diminution d'émergence de 43% lorsque les résidus augmentaient 214 fois. Au cours d'une des deux années du suivi, la biomasse des insectes aquatiques adultes a été 73% plus faible dans les zones humides agricoles par rapport aux zones humides prairiales, ce également en lien avec la salinité (Kraus *et al.*, 2021a).

La propagation des effets entre les écosystèmes, liée au fait que certaines espèces effectuent les différents stades de leur cycle de vie dans différents milieux, pourrait s'exprimer sur la biodiversité via d'autres processus que les dynamiques des ressources trophiques uniquement. Par exemple, les effets sur les amphibiens lors de leurs stades de vie aquatique peuvent résulter en des modifications comportementales en lien avec les processus d'ordre trophiques comme les activités et réponses de nourrissage, de prédation et d'anti-prédation (Sievers *et al.*, 2019). Ces modifications peuvent avoir des conséquences sur les dynamiques et les réponses aux stades en milieu terrestre.

Les effets des PPP sur les ressources des vertébrés sauvages interviennent donc à la fois en milieu terrestre et en milieu aquatique, avec des aspects de propagation trans-écosystèmes.

3.3. Quels sont les effets de ces propagations sur les fonctions et services écosystémiques ?

3.3.1. Fonctions relatives à la fourniture et au maintien de la biodiversité et des interactions biotiques (en lien avec le service de régulation des ravageurs)

Par définition, les interactions trophiques sont des interactions biotiques. Par ce fait, l'ensemble des résultats présentés dans les sections 3.2.1 à 3.2.3 concernent les fonctions relatives à la fourniture et au maintien de la biodiversité et des interactions biotiques.

Nombre de ces travaux s'intéresse plus particulièrement aux effets sur les auxiliaires des cultures comme les coccinelles (Bredeson *et al.*, 2015 ; Wang *et al.*, 2018 ; Afza *et al.*, 2019 ; Esquivel *et al.*, 2020), les carabiques (Mauchline *et al.*, 2004; Douglas *et al.*, 2015), les araignées (Uhl *et al.*, 2015), les perce-oreilles (Nunes *et al.*, 2019) ou les punaises (Martinou *et al.*, 2014 ; Esquivel *et al.*, 2020). La fonction étudiée est donc presque exclusivement celle qui concerne les interactions biotiques en lien avec le service écosystémique de régulation naturelle des insectes ravageurs des cultures. La majorité des travaux montre un effet négatif sur les auxiliaires et/ou leur capacité à consommer des proies (Mauchline *et al.*, 2004 ; Martinou *et al.*, 2014; Douglas *et al.*, 2015 ; Afza *et al.*, 2019). Par exemple, Wang *et al.* (2018) ont évalué la toxicité du néonicotinoïde thiaméthoxame pour la coccinelle *Harmonia axyridis* (Pallas) et l'effet sur la réponse fonctionnelle de ce prédateur du puceron *Myzus persicae* (Sulzer, 1776) par trois voies d'exposition : contact résiduel direct, application systémique et traitement par trempage des feuilles. La prédation a été négativement affectée, mais de façon différente en fonction des voies d'exposition. Pour toutes les voies d'exposition, le prédateur *H. axyridis* a rapidement récupéré une capacité de prédation après le transfert sur des feuilles non traitées. Les effets sublétaux du thiaméthoxame peuvent réduire la croissance de la population de *H. axyridis* et, par conséquent, nuire au contrôle biologique de *M. persicae* par ce prédateur. Il existe aussi de rares travaux sur l'hypothèse que les plantes transgéniques résistantes aux insectes peuvent avoir des effets délétères sur les prédateurs utiles par la transmission du produit du transgène par le ravageur au prédateur. Ferry *et al.* (2003) ont testé les effets du colza exprimant l'inhibiteur de protéase à cystéine oryzacystatin-1 (OC-1) sur la coccinelle *H. axyridis* en utilisant la teigne des crucifères *Plutella xylostella* comme espèce nuisible. Leurs résultats montrent que les proies élevées sur des plantes transgéniques exprimant une protéine qui inhibe les enzymes digestives de la coccinelle *in vitro* n'ont aucun effet *in vivo*. La coccinelle a été capable de réguler à la hausse les protéases digestives en réponse à l'inhibiteur OC-1. Cependant, trop peu de travaux ont testé cette hypothèse.

Le phénomène de cascade trophique a également été suggéré concernant les rodenticides, avec à la clé un risque de perte du service de régulation biologique fourni par les prédateurs sur les ravageurs qui sont les cibles des traitements (Jacquot *et al.*, 2013 ; Donazar *et al.*, 2016 ; Fernandez-de-Simon *et al.*, 2019; Baudrot *et al.*, 2020). Par exemple, dans un travail visant à comprendre les impacts des phytopharmaceutiques sur les populations de ravageurs cibles, les espèces non cibles et sur le fonctionnement des communautés, les auteurs ont développé un modèle dynamique impliquant le campagnol terrestre (*Arvicola amphibius* (Shaw, 1801)) responsable de dégâts aux cultures, des prédateurs spécialistes de campagnols (petits mustélidés) et un prédateur généraliste (renard roux) consommateurs de campagnols, de mustélidés et d'autres proies (Baudrot *et al.*, 2020). Ceci, afin d'explorer les effets de plusieurs pratiques agricoles (caractérisées par les quantités de traitements rodenticides anticoagulants et les seuils de densités de campagnols à partir desquels l'usage d'anticoagulants est interdit) sur les interactions proies-prédateurs, le transfert des rodenticides dans le réseau trophique, et les réponses des populations. En effet, lorsque les prédateurs qui par ailleurs peuvent participer à la régulation biologique des ravageurs ingèrent des proies contaminées par les phytopharmaceutiques, les dynamiques de populations de prédateurs peuvent être impactées négativement par empoisonnement secondaire (par exemple Jacquot *et al.*, (2013). Les résultats ont montré que l'utilisation des rodenticides anticoagulants pour maintenir de faibles densités de campagnols supprimait les populations de mustélidés et renards, amenant les dynamiques de populations de campagnols à être uniquement régulées par l'usage des rodenticides. De tels traitements suppressifs des campagnols feraient ainsi obstacle aux services écosystémiques de prédation et accroîtraient la dépendance aux phytopharmaceutiques. Les auteurs proposent des recommandations sur les protocoles de traitement afin de

maintenir des refuges (dans le temps ou l'espace) avec une densité suffisante de proies non-empoisonnées pour le maintien des prédateurs spécialistes et conserver la communauté de prédateurs, et suggèrent que les pratiques d'usage de phytopharmaceutiques tentant de supprimer de manière permanente des ravageurs sur de larges échelles sont contre-productives.

Plusieurs résultats ont montré que l'utilisation des PPP pour maintenir de faibles densités de ravageurs supprimait les populations de leur prédateur, amenant les dynamiques de populations de ravageurs à être uniquement régulées par l'usage des PPP. De tels traitements suppressifs des ravageurs limiteraient les services de prédation rendus par le fonctionnement des écosystèmes et accroîtraient la dépendance aux PPP.

3.3.2. Echanges gazeux et décomposition de la matière organique

Le fonctionnement des écosystèmes est souvent lié à la biodiversité des organismes qui les composent. Ainsi, McMahon *et al*. (2012) ont mis en évidence que le fongicide chlorothalonil induirait une baisse de la diversité spécifique de plusieurs niveaux trophiques (mortalités enregistrées chez les amphibiens, gastéropodes, zooplancton, algues et macrophytes) à des doses environnementales. Les auteurs ont montré que cette baisse de diversité se traduit par une diminution de la décomposition de la matière organique et *in fine* à un bloom algal qui conduit à une augmentation des échanges gazeux (production primaire). Gardeström *et al*. (2016) ont quant à eux montré l'impact d'un fongicide (azoxystrobine) sur la diversité spécifique et la biomasse de la communauté fongique qui tendent à diminuer. La décomposition de la matière organique est là aussi négativement impactée (diminution).

Les échanges gazeux induits par la production primaire et la décomposition de la matière organique sont deux fonctions écologiques qui semblent être impactées par certains changements de structure des réseaux trophiques. Il apparaît que les phytopharmaceutiques peuvent avoir des effets différents sur ces deux fonctions écologiques par l'intermédiaire de modifications verticales et horizontales des réseaux trophiques aquatiques. S'agissant des échanges gazeux induits par la production primaire, ceux-ci peuvent augmenter (McMahon *et al.*, 2012) ou diminuer (De Laender *et al.*, 2011) selon les contextes. La décomposition de la matière organique ne semble quant à elle jamais positivement impactée. Elle est généralement négativement impactée (McMahon *et al.*, 2012; Gardestrom *et al.*, 2016). Thompson *et al*. (2016) ont mis en évidence que la diminution des populations de gammares, qui est un organisme décomposeur clé pour la litière, expliquerait l'impact de certains insecticides (chlorpyrifos) sur la limitation observée de cette fonction écologique.

3.3.3. Autres fonctions et services écosystémiques

Dans le cadre d'usage d'herbicide en foresterie, Stokely *et al*. (2021) se sont intéressés aux relations entre production de bois, conservation de la biodiversité, et services écosystémiques. Les richesses spécifiques de la flore, des insectes pollinisateurs, des oiseaux et des ongulés sauvages ont été évaluées et 13 proxies correspondant à des services d'approvisionnement, de régulation et culturels ont été estimés. La flore représente un enjeu majeur vis-à-vis de la propagation des impacts par voie trophique : l'usage d'herbicides entrainait une diminution de la flore à valeur patrimoniale/culturelle (71%), une baisse de la production fourragère pour les ongulés sauvages (41%), une réduction de la richesse aviaire (20%), une diminution des ressources florales de 42%, ce dernier proxy étant associé à 38% d'espèces pollinisatrices en moins. Ainsi, la richesse spécifique et les fonctions/services fournis par la flore dans les jeunes plantations (richesse de la flore autochtone, ressources florales, espèces à valeurs patrimoniale/culturelle) montraient de forts compromis avec la production de bois attendue (allocation de la production primaire nette des arbres cultivés, volume de bois attendu et revenus à abattage aux âges de 40 et 60 ans). Par contre, la régénération de la végétation post-traitement et les variations à l'échelle des sites semblaient permettre de maintenir un éventail d'autres services : les bourdons à valeur agricole, la pollinisation des myrtilles, le contrôle des arthropodes par les oiseaux, les observations d'ongulés sauvages et les services de régulation liés à la production forestière ne semblaient pas varier avec l'intensité de la gestion (traitements herbicides) et la production de bois. Les auteurs indiquent que malgré une réduction de diversité de la

flore induite par les herbicides dans les stations exploitées, la croissance de la végétation post-traitement semble permettre à ces stations de servir comme habitat de nourrissage pour les ongulés, les oiseaux et certains pollinisateurs au sein des paysages de forêts exploitées.

Cependant, ce phénomène de résilience ou du moins de compensation suite à la régénération et à la mosaïque d'exploitation s'applique dans ce contexte d'usage particulier d'herbicides en foresterie, où les traitements sont ponctuels dans le temps et dans l'espace au démarrage des stations de plantation, contrairement à l'usage des herbicides en contexte de culture agricole où les usages sont répétés et menés à large échelle de temps et d'espace.

4. Conclusion

4.1. Bilan des connaissances issues du corpus

L'analyse de la littérature scientifique relative aux effets écotoxiques des PPP sur et via les interactions trophiques amène aux constats suivants :

- Les effets des PPP par propagation trophique semblent être néfastes à la biodiversité ;
- L'impact des PPP sur les différents organismes et les interactions trophiques entre organismes sont très complexes. Les résultats des études monospécifiques doivent être interprétés avec la plus grande prudence ;
- Les effets directs, indirects, verticaux et horizontaux des PPP coexistent ;
- Les effets indirects de type "cascade trophique" semblent être une des causes majeures des effets néfastes des PPP sur la biodiversité, indépendamment du type d'usage et de la famille chimique des molécules ou du milieu ;
- La biodiversité des invertébrés est particulièrement touchée en milieu agricole exposé aux PPP (les impacts renseignés concernent principalement les insecticides). Ces taxons sont particulièrement vulnérables aux insecticides du fait de leur physiologie proche des espèces cibles (effets directs). Il en résulte un impact indirect sur les insectivores en raison de la perte de ressource alimentaire et/ou de la modification de la qualité de leur ressources (invertébrés) ;
- Des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification des PPP ont été observés dans différents réseaux trophiques terrestres et aquatiques (surtout décrit avec des substances désormais interdites, e.g. POP dans les milieux marins et la faune sauvage terrestre) ;
- Les effets indirects des PPP sur les réseaux trophiques sont surtout documentés par les approches expérimentales et sont suggérés par des observations de terrain ;
- Le transfert de PPP a été plus étudié chez les vertébrés que chez les invertébrés dans les écosystèmes terrestres et inversement en milieu aquatique ;
- Un transfert des PPP (autorisés actuellement) dans les réseaux trophiques, impliquant des mélanges de molécules aux différents niveaux trophiques, a été montré pour quelques substances ;
- Les effets des PPP peuvent se propager entre écosystèmes terrestres et aquatiques via le transfert de contaminants par voie trophique et/ou la modification des ressources trophiques ;
- La propagation des effets biologiques des PPP (autorisés actuellement) est possible via les interactions trophiques pour différentes familles chimiques et modes d'usage, à travers des effets comportementaux et des effets sur les interactions proies/prédateurs ;
- L'utilisation des PPP pour maintenir de faibles densités de ravageurs supprimerait les populations de leur prédateur, amenant les dynamiques de populations de ravageurs à être uniquement régulées par l'usage des PPP (diminution du service de régulation naturelle) ;

- L'impact par voie trophique des PPP sur des ensembles de fonctions écosystémiques est complexe et doit être perçu à différentes échelles spatiales et temporelles. De manière générale, le lien avec les fonctions écosystémiques reste à préciser.

Toutefois, il nous faut aussi apporter les précisions suivantes :

- Il y a peu de travaux sur cette thématique, cependant il semble que la dynamique de publication soit plus forte ces 10 dernières années ;
- Il est difficile de tirer des conclusions généralisables compte tenu du caractère fragmentaire des informations ;
- Seules de rares études couplent des mesures d'exposition/bioaccumulation/transfert et l'évaluation des réponses biologiques d'impacts ;
- Certains organismes sont mieux documentés que d'autres, les données sont majoritairement disponibles sur les animaux, surtout insectes et mammifères ;
- De nombreux PPP appartenant à des familles très différentes dans leur mode d'action ont été étudiées, fournissant des informations parcellaires sur certaines molécules, certaines familles chimiques ou mode d'usage, certains écosystèmes ou taxons ;
- Les triptyques [molécule x organisme ressource x organisme consommateur] étudiés correspondent à une infime partie des possibilités ;
- Une grande variété de molécules, de réponses, d'organismes et de procédures expérimentales ou d'observation dans un faible nombre de sources bibliographique empêchent une analyse globale poussée des effets ;
- Peu de travaux concernent l'effet de la propagation trophique sur le fonctionnement des écosystèmes et les services.

4.2. Controverse(s)

Le peu d'études menées et la faible quantité de connaissances acquises sur le transfert trophique et la propagation trophique des effets de la majorité des PPP actuellement utilisés rendent complexe l'identification de positions marquées, et de fait, de sujets de controverse. L'intérêt croissant pour ces questions observé ces dernières années pourrait faire émerger à l'avenir des points de vue contrastés.

4.3. Lacunes

Considérant le faible nombre d'études menées sur l'écotoxicologie trophique des PPP, il est logique de constater les nombreuses lacunes sur cet aspect. Voici les principales lacunes identifiées :

- Peu d'interactions trophiques sont étudiées au regard du nombre d'interactions trophiques dans les écosystèmes ;
- Les teneurs en PPP dans les organismes sont rarement quantifiées ;
- Il existe un manque d'information sur la bioaccumulation et la bioamplification potentielle pour de nombreuses molécules et de nombreux écosystèmes ;
- Il existe un déficit de quantification de la contribution de la voie trophique dans l'exposition et de la quantification du transfert trophique dans les réseaux ;
- La voie trophique est principalement considérée à travers une focalisation sur l'alimentation alors que la caractérisation et la contribution d'autres voies d'exposition orales comme l'ingestion lors des activités de nourrissage ou via l'eau de boisson n'est que peu prise en compte. La définition même de la voie trophique nécessiterait d'être approfondie. Concerne-t-elle uniquement les interactions trophiques avec pour seule

sources les items alimentaires ou les voies d'exposition d'ordre trophique à travers l'ingestion et l'absorption digestive (sources : eau, sol, résidus de toilettage) ?

- La résilience des organismes, des communautés et des réseaux trophiques est peu étudiée ;
- L'impact du climat et de la variabilité climatique sont peu étudiés ;
- L'impact des variables écologiques structurantes en écologie trophique et écologie des communautés (e.g. paysage) sur les propagations trophiques est peu étudié ;
- Peu d'études concernant les milieux aquatiques, et celles-ci sont conduites quasiment exclusivement en milieu dulçaquicole ;
- Les interactions trophiques étudiées sont pour la plupart des chaînes trophiques très simplifiées, avec souvent un organisme par niveau trophique ;
- Il y a une manque d'approches développées sur les bases conceptuelles de l'écologie des réseaux pour répondre aux questions suivantes :
  - Quelle modification des flux d'énergie et de nutriments observe-t-on dans les écosystèmes soumis aux PPP ?
  - Quels sont les effets des PPP sur les paramètres des réseaux d'interactions trophiques (par ex. la densité, la connectivité, etc.) ?
  - Quelle est la stabilité des réseaux trophiques soumis aux PPP ?
  - Quelle est la variabilité de l'intensité des interactions proies-prédateurs (pas uniquement son existence) ?
  - Comment les paramètres des réseaux d'interactions trophiques (densité, etc) influencent le transfert de PPP ?
  - Comment les paramètres des réseaux d'interactions trophiques influencent les effets toxiques et indirects des PPP ?

4.4. Pistes d'amélioration

Les pistes d'amélioration pour combler les lacunes relatives aux effets écotoxiques des PPP sur les interactions trophiques sont très nombreuses étant donné que peu de travaux ont été menés jusqu'à présent. Parmi ces pistes, nous pouvons proposer les suivantes :

- Déployer plus généralement les études multi-taxons de type tri- ou multi-trophiques et les développer notamment en (1) élargissant la gamme des taxons considérés (actuellement principalement des invertébrés, et focus sur quelques auxiliaires) ; (2) couplant les mesures de bioaccumulation dans les différents niveaux trophiques avec l'évaluation des réponses liées aux effets ; (3) considérant les effets indirects verticaux mais aussi horizontaux (compétition) ;
- Accroître les travaux visant à évaluer les transferts trophiques à travers des analyses de PPP *in natura* dans les réseaux trophiques (biosurveillance) avec une caractérisation des interactions trophiques impliquées ;
- Améliorer les connaissances sur la contribution des différentes voies d'exposition des organismes (orale vs cutanée vs respiratoire) ;
- Utiliser les plateformes expérimentales mutualisées existantes pour étudier les impacts des PPP et développer des plateformes (mésocosmes, parcelles expérimentales, macrocosmes type plateforme « écotron ») conçues pour manipuler les réseaux trophiques et opérer des transferts d'échelle d'étude ;
- Améliorer les connaissances sur la contribution relative des effets directs et des effets indirects, en considérant les effets indirects verticaux et horizontaux ;
- Mieux intégrer dans les procédures et méthodologies de prise de décision les effets indirects afin de mieux mettre en exergue le rôle des mécanismes écologiques (trophiques) en jeu plutôt que de la seule toxicité directe des molécules ;

- Étendre les travaux sur les réponses comportementales (inter- et intra-spécifique) à même de modifier les interactions trophiques (prédation, anti-prédation) à un plus grand nombre de taxons ;
- Développer les recherches visant à évaluer les fonctions et les services en les couplant à des mesures d'exposition et d'effets ;
- Exploiter les dispositifs de (bio)surveillance existants (e.g. SAGIR, suivis MNHN, suivis ENI) et réseaux de sites de suivis environnementaux (e.g. LTERs, RECOTOX), pour optimiser l'utilisation des données afin de coupler surveillance de PPP dans les matrices environnementales (air, eau, sol : phytopharmacovigilance, qualité de l'air, qualité de l'eau) et dans les organismes (toxicovigilance, phytopharmacovigilance, épidémiosurveillance), et à l'étude de la dynamique de populations et de communautés ;
- Revoir les protocoles des tests expérimentaux afin d'obtenir une évaluation de l'exposition et des effets plus représentative de la réalité écologique (e.g. traits biologiques des espèces expérimentales, durée et répétition des expositions, voies d'exposition, concentrations environnementales (exemple : Rattner *et al*. (2012)) ;
- Optimiser les stratégies de réplication, gammes de doses et appui sur la modélisation afin de tenir compte des évolutions réglementaires concernant l'utilisation des animaux en laboratoire (règle des 3R) pour l'évaluation de l'exposition et des effets ;
- Pour certains organismes, invertébrés en particulier, la voie trophique est peu prise en compte dans les procédures d'évaluation du risque et les tests normalisés. Il serait pertinent de développer de tels tests pour améliorer l'estimation de l'exposition et le potentiel de bioaccumulation des substances mais également les effets induits par cette voie d'exposition ;
- A l'inverse, la voie trophique est considérée comme majeure pour l'exposition et les effets chez les vertébrés alors que cette généralisation pourrait être inappropriée pour certains taxons et/ou certaines substances où d'autres voies (e.g. cutanée) peuvent être cruciales en termes d'exposition mais aussi d'intensité des effets toxiques. Une évaluation basée sur les diverses voies d'exposition pour des taxons variés serait pertinente ;
- Parallèlement, si la voie trophique est considérée comme majeure pour l'exposition des vertébrés et prise en compte comme telles aux étapes d'affinement de l'évaluation du risque, les comparaisons avec les seuils de toxicité sont basées sur des valeurs de limites toxiques calculées *via* diverses méthodes d'exposition qui ne sont pas nécessairement trophiques. Une réévaluation des méthodes d'estimation des seuils toxiques en y incluant des conceptions de tests de toxicité par exposition trophique permettrait de mettre en adéquation l'estimation de l'exposition et des effets associés ;
- Il semble nécessaire de développer les approches de modélisation pour créer des modèles de transfert et d'effets dans les réseaux trophiques. L'utilisation de la modélisation des dynamiques trophiques afin d'estimer les transferts et les effets verticaux, voir aussi les interactions horizontales grâce à des modèles d'interactions au sein des communautés, représente un outil pour affiner la compréhension des mécanismes et tenter de prédire les impacts dans les écosystèmes par transfert et propagation trophiques. Ce type d'outil est une opportunité particulièrement intéressante, en complément aux expérimentations et aux suivis environnementaux, pour explorer le fonctionnement des systèmes complexes difficilement manipulables ou reproductibles en conditions expérimentales. Ils offrent également des avantages vis-à-vis des tests de scenarii de gestion et en tant qu'outils pour la prise de décision.

En conclusion, ces différentes pistes complémentaires visent à développer des stratégies de biosurveillance inter-opérables à large échelle et sur le long terme, permettant de suivre différents groupes de contaminants (pharmaceutiques, métaux, PPP, phytopharmaceutiques interdits) à différents niveaux trophiques avec des méthodes peu invasives (conservation des espèces protégées, législation sur d'utilisation des animaux à des fins expérimentales) afin de détecter des situations ou molécules à risques, des changements de dynamiques d'exposition aux contaminants/de transfert dans les réseaux, renseigner sur les expositions multiples à des mélanges, et de suivre l'efficacité des mesures de gestion (par exemple : Badry *et al*., (2020) ; (Seljetun *et al*., 2019 ; 2020).

4.5. Conclusions générales

L'objectif de ce travail de synthèse visait à réunir des éléments de réponses concernant les effets des PPP sur les réseaux trophiques et les fonctions écologiques associées. La synthèse concerne la propagation des impacts des PPP via les interactions trophiques, qu'il s'agisse du transfert des molécules au sein du compartiment biotique ou des effets sur les organismes et les fonctions qu'ils supportent, dans les écosystèmes terrestres et aquatiques pour tous les taxons. Les conclusions générales, transversales aux différents écosystèmes et aux différents organismes, sont déclinées pour chacune des trois questions principales traitées dans ce chapitre.

1 - Quelle sont les transferts dans le compartiment biotique des molécules de PPP lors d'interactions trophiques ?

Le transfert trophique des PPP a été largement étudié pour des composés « historiques », molécules aujourd'hui interdites pour la plupart du moins en Europe et Amérique du Nord. Un transfert dans les réseaux trophiques terrestres et marins, impliquant une bioaccumulation dans les organismes et une bioamplification dans les chaînes alimentaires a été ainsi décrit pour ces composés appartenant notamment à la catégorie des « polluants organiques persistants » (POP) et/ou « molécules persistantes, bioaccumulatives et toxiques ». Des mécanismes d'empoisonnement secondaire impliquant un transfert trophique ont également été décrits pour des molécules dont l'usage phytopharmaceutique est à l'heure actuelle interdit (usage biocide autorisé pour certaines comme les rodenticides anticoagulants).

Pour les PPP actuellement utilisés, un transfert trophique a été mis en évidence dans des travaux en laboratoire ou *in situ*, ainsi qu'une bioaccumulation dans les organismes et une bioamplification dans le réseau trophique pour quelques molécules. Une part importante de la littérature récente concerne les néonicotinoïdes, cependant le transfert trophique de ces insecticides est rarement quantifié. En dehors de ceux-ci, le nombre de molécules étudiés et les modèles biologiques considérés sont très restreints, ce qui rend difficile l'identification catégorique de modes d'usages, familles chimiques, ou substances sujets ou à l'inverse non sujets à la bioaccumulation et à la bioamplification.

Des transferts trophiques trans-écosystèmes ont été montrés, et cette thématique peu développée semble en émergence. Il sera important d'estimer les quantités et les effets de PPP transférer entre ces écosystèmes.

Une imprégnation des organismes par des molécules seules et en mélange de PPP insecticides, herbicides et fongicides de diverses familles chimiques est montrée dans les écosystèmes terrestres et aquatiques, à tous les niveaux trophiques. L'exposition des organismes terrestres et aquatiques constituant les réseaux trophiques aux PPP est ainsi avérée. La voie d'exposition trophique n'est pas systématiquement démontrée mais probable.

L'exposition dans les réseaux trophiques à des mélanges de molécules (interdites et actuellement autorisées) insecticides, herbicides et fongicides ayant des modes d'action variés soulève des questions sur les effets individuels, populationnels et sur les communautés ainsi que sur les interactions biologiques et écologiques.

Les études s'intéressant à l'imprégnation, la bioaccumulation et à la bioamplification des PPP soulèvent des questions vis-à-vis de la pertinence des caractéristiques physico-chimiques prise en compte à ce jour pour prédire le risque de bioaccumulation et de bioamplification dans les réseaux trophiques. Ainsi, le K_{ow} et le BCF estimé sur les poissons sont utilisés, car ils ont été déterminés comme cruciaux pour le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification des PPP. Mais ceci a été établi principalement grâce à l'étude de PPP « anciens » fortement lipophiles, et d'évidences de terrain ou expérimentales surtout vérifiées dans les systèmes aquatiques. De nombreux PPP actuellement utilisés présentent des K_{ow} faibles en comparaison avec les molécules interdites, mais qui pourraient cependant être suffisants pour permettre l'accumulation et éventuellement l'amplification. Par ailleurs ils pourraient présenter d'autres caractéristiques comme un K_{oa} élevé conférant un potentiel d'accumulation chez les organismes terrestres. Si le K_{ow} et le BCF évalué sur les poissons sont très importants, d'autres paramètres pourraient aussi s'avérer déterminants pour la bioaccumulation et la bioamplification, notamment dans les réseaux trophiques terrestres.

Dans des cas de populations tolérantes à certains PPP, une forte bioaccumulation des résidus a été montrée, notamment les insecticides, augmentant le risque de transfert et d'amplification des concentrations dans le réseau trophique.

2 - Quelle est la propagation des effets biologiques indésirables des PPP depuis les cibles ou les organismes non-cibles *via* les interactions trophiques ?

Outre les effets directs induits par le transfert des PPP au sein des réseaux trophiques, plusieurs mécanismes entrent en jeu dans la propagation des effets des PPP : ce sont les modifications comportementales en rapport avec les comportements de prédation et anti-prédation, les modifications des contrôles de type « bottom-up » et « top-down » (effets verticaux) et les modifications des interactions compétitives (effets horizontaux).

Les cascades trophiques impliquent des impacts négatifs sur la biodiversité à travers une réduction des ressources alimentaires végétales et animales. Les effets négatifs des insecticides sont plus souvent étudiés et rapportés que ceux des autres PPP, mais les herbicides sont également mis en cause. La propagation des impacts des PPP à travers la réduction des ressources est un processus général dans les écosystèmes terrestres et aquatiques et trans-écosystèmes avec des propagations de l'un à l'autre des types d'écosystèmes.
Les effets indirects « trophiques » des PPP sur la biodiversité à travers la réduction des ressources alimentaires sont cités comme ayant un rôle majeur dans les impacts non-intentionnels à l'heure actuelle.
Les effets indirects des PPP sur les réseaux trophiques sont bien documentés en milieu aquatique, et dans une moindre mesure en milieu terrestre, en conditions expérimentales et de nombreuses lignes d'évidence sont rapportées via les études et suivis de terrain.
Par ailleurs, les PPP peuvent induire des effets indirects horizontaux, qui sont actuellement principalement étudiés et mis en évidence dans les écosystèmes aquatiques.
De nombreux paramètres de composition, structure ou fonctionnement des réseaux trophiques ne sont pas étudiés vis-à-vis des impacts des PPP.

Enfin, il a aussi été montré que les populations d'organismes résistantes aux insecticides entrainent des réponses différentes des communautés face une exposition à des insecticides.

3 - Quels sont les effets de ces propagations sur le fonctionnement des écosystèmes ?

Des effets négatifs ont été mis en évidence pour divers PPP sur la régulation biologique des ravageurs (insectes ou vertébrés). D'autres études ont montré qu'une baisse de diversité induite par des fongicides peut se traduire par une diminution de la décomposition de matière organique conduisant à un bloom algal et, de fait, à une augmentation des échanges gazeux. A noter que ce phénomène n'a été étudié qu'en milieu aquatique.

Toutefois, les impacts de ces propagations sur les fonctions et les services écosystémiques ne sont étudiés que pour un nombre limité de fonctions et de services associés. Diverses molécules ont été étudiées sans qu'il soit avec certitude possible d'identifier des familles ou usage principalement responsables d'impacts sur les fonctions, car des PPP, incluant les substances chimiques utilisées en biocontrôle, variés induisent des effets directs et/ indirects. Les insecticides sont souvent étudiés avec des effets négatifs rapportés.

Enfin, les liens entre les effets des PPP sur les réseaux trophiques et le fonctionnement de l'écosystème nécessitent des recherches supplémentaires. Ce constat est encore plus marqué concernant les services écosystémiques, qui ne sont quasiment jamais abordés en tant que tels dans la littérature.

Références bibliographiques

Afza, R.; Afzal, M.; Majeed, M.Z.; Riaz, M.A., 2019. Effect of Intra-Guild Predation and Sub Lethal Concentrations of Insecticides on the Predation of Coccinellids. *Pakistan Journal of Zoology*, 51 (2): 611-617. http://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/2019.51.2.611.617

Armitage, J.M.; Gobas, F., 2007. A terrestrial food-chain bioaccumulation model for POPs. *Environmental Science & Technology*, 41 (11): 4019-4025. http://dx.doi.org/10.1021/es0700597

Awkerman, J.A.; Marshall, M.R.; Williams, A.B.; Gale, G.A.; Cooper, R.J.; Raimondo, S., 2011. Assessment of indirect pesticide effects on worm-eating warbler populations in a managed forest ecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (8): 1843-1851. http://dx.doi.org/10.1002/etc.559

Badry, A.; Krone, O.; Jaspers, V.L.B.; Mateo, R.; Garcia-Fernandez, A.; Leivits, M.; Shore, R.F., 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identi fication of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 731: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139198

Badry, A.; Schenke, D.; Treu, G.; Krone, O., 2021. Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research*, 193: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602

Banbura, J.; Sulikowska-Drozd, A.; Banbura, M.; Zielinski, P.; Kalinski, A.; Wawrzyniak, J.; Gladalski, M.; Skwarska, J.; Markowski, M., 2019. Blue Tits Cyanistes caeruleus laying smaller eggs after a decline in snail numbers: an indirect effect of slug control in a city park. *Acta Ornithologica*, 54 (2): 139-148. http://dx.doi.org/10.3161/00016454ao2019.54.2.001

Barber, I.; Tarrant, K.A.; Thompson, H.M., 2003. Exposure of small mammals, in particular the wood mouse Apodemus sylvaticus, to pesticide seed treatments. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (5): 1134-1139. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220523

Baudrot, V.; Fernandez-de-Simon, J.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Giraudoux, P.; Lambin, X., 2020. Trophic transfer of pesticides: The fine line between predator-prey regulation and pesticide-pest regulation. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 806-818. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13578

Beketov, M.A.; Liess, M., 2006. The influence of predation on the chronic response of Artemia sp populations to a toxicant. *Journal of Applied Ecology*, 43 (6): 1069-1074. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01226.x

Bendis, R.J.; Relyea, R.A., 2016a. If you see one, have you seen them all?: Community-wide effects of insecticide cross-resistance in zooplankton populations near and far from agriculture. *Environmental Pollution*, 215: 234-246. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.05.020

Bendis, R.J.; Relyea, R.A., 2016b. Wetland defense: naturally occurring pesticide resistance in zooplankton populations protects the stability of aquatic communities. *Oecologia*, 181 (2): 487-498. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-016-3574-9

Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 30 (2): 93-100. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2885.2007.00836.x

Beronius, A.; Zilliacus, J.; Hanberg, A.; Luijten, M.; van der Voet, H.; van Klaveren, J., 2020. Methodology for health risk assessment of combined exposures to multiple chemicals. *Food and Chemical Toxicology*, 143: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2020.111520

Bertrand, C.; Zagatti, P.; Bonthoux, S.; Daniele, G.; Lafay, F.; Vulliet, E.; Bretagnolles, V.; Fritsch, C.; Pelosi, C., 2018. Assessing the impact of farming practices and landscape heterogeneity on ground beetles' exposure to pesticides. *International Conference on Ecological Sciences (Sfécologie 2018)*.

Bigler, F.; Albajes, R., 2011. Indirect effects of genetically modified herbicide tolerant crops on biodiversity and ecosystem services: the biological control example. *Journal Fur Verbraucherschutz Und Lebensmittelsicherheit-Journal of Consumer Protection and Food Safety*, 6: 79-84. http://dx.doi.org/10.1007/s00003-011-0688-1

Bildfell, R.J.; Rumbeiha, W.K.; Schuler, K.L.; Meteyer, C.U.; Wolff, P.L.; Gillin, C.M., 2013. A review of episodes of zinc phosphide toxicosis in wild geese (Branta spp.) in Oregon (2004-2011). *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 25 (1): 162-167. http://dx.doi.org/10.1177/1040638712472499

Bishop, C.A.; Woundneh, M.B.; Maisonneuve, F.; Common, J.; Elliott, J.E.; Moran, A.J., 2020. Determination of neonicotinoids and butenolide residues in avian and insect pollinators and their ambient environment in Western Canada (2017,2018). *Science of the Total Environment*, 737: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139386

Boatman, N.D.; Brickle, N.W.; Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Morris, A.J.; Murray, A.W.A.; Murray, K.A.; Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146: 131-143. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Bonnineau, C.; Artigas, J.; Chaumet, B.; Dabrin, A.; Fabure, J.; Ferrari, B.; Lebrun, J.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Miege, C., 2020. Role of biofilms in contaminant bioaccumulation and trophic transfer in aquatic ecosystems: current state of knowledge and future challenges. In: de Voogt, P.e., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology (Continuation of Residue Reviews), vol 253*. Springer Nature, 115-153. http://dx.doi.org/10.1007/398_2019_39

Boone, M.D.; Semlitsch, R.D., 2003. Interactions of bullfrog tadpole predators and an insecticide: predation release and facilitation. *Oecologia*, 137 (4): 610-616. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1394-1

Borg, C.; Toft, S., 2000. Importance of insect prey quality for grey partridge chicks Perdix perdix: a self-selection experiment. *Journal of Applied Ecology*, 37 (4): 557-563. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00510.x

Botias, C.; David, A.; Hill, E.M.; Goulson, D., 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Science of the Total Environment*, 566: 269-278. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.065

Bredeson, M.M.; Reese, R.N.; Lundgren, J.G., 2015. The effects of insecticide dose and herbivore density on tri-trophic effects of thiamethoxam in a system involving wheat, aphids, and ladybeetles. *Crop Protection*, 69: 70-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2014.12.010

Brickle, N.W.; Harper, D.G.C.; Aebischer, N.J.; Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings Miliaria calandra. *Journal of Applied Ecology*, 37 (5): 742-755. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x

Bro, E.; Devillers, J.; Millot, F.; Decors, A., 2016. Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (10): 9559-9573. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6093-7

Brodeur, J.C.; Damonte, M.J.; Rojas, D.E.; Cristos, D.; Vargas, C.; Poliserpi, M.B.; Andriulo, A.E., 2022. Concentration of current-use pesticides in frogs from the Pampa region and correlation of a mixture toxicity index with biological effects. *Environmental Research*, 204: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2021.112354

Buchweitz, J.P.; Viner, T.C.; Lehner, A.F., 2019. Qualitative identification of imidacloprid in postmortem animal tissue by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 29 (7): 511-517. http://dx.doi.org/10.1080/15376516.2019.1616344

Byholm, P.; Makelainen, S.; Santangeli, A.; Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (Pernis apivorus). *Science of the Total Environment*, 639: 929-933. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185

Chen, L.; Wang, D.Z.; Zhang, W.J.; Wang, F.; Zhang, L.Y.; Wang, Z.K.; Li, Y.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2019. Ecological risk assessment of alpha-cypermethrin-treated food ingestion and reproductive toxicity in reptiles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171: 657-664. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.012

Christensen, J.R.; Yunker, M.B.; MacDuffee, M.; Ross, P.S., 2013. Plant consumption by grizzly bears reduces biomagnification of salmon-derived polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, and organochlorine pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 995-1005. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2162

Christensen, T.K.; Lassen, P.; Elmeros, M., 2012. High Exposure Rates of Anticoagulant Rodenticides in Predatory Bird Species in Intensively Managed Landscapes in Denmark. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 63 (3): 437-444. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-012-9771-6

Clements, W.H.; Rohr, J.R., 2009. Community responses to contaminants: using basic ecological principles to predict ecotoxicological effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (9): 1789-1800. http://dx.doi.org/10.1897/09-140.1

Cobb, G.P.; Mellott, R.; Brewer, L.W.; Bens, C.M.; Kendall, R.J., 2000. Diazinon dissipation from vegetation, occurrence in earthworms, and presence in avian gastrointestinal tracts collected from apple orchards following D-z-n((R)) 50W application. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (5): 1360-1367. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190519

Coeurdassier, M.; Fritsch, C.; Jacquot, M.; van den Brink, N.W.; Giraudoux, P., 2018. Spatial Dimensions of the Risks of Rodenticide Use to Non-target Small Mammals and Applications in Spatially Explicit Risk Modeling. In: van den Brink, N.W.; Elliott, J.E.; Shore, R.F.; Rattner, B.A., eds. *Anticoagulant Rodenticides and Wildlife*. Cham: Springer International Publishing, 195-227. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-64377-9_8

Coeurdassier, M.; Poirson, C.; Paul, J.P.; Rieffel, D.; Michelat, D.; Reymond, D.; Legay, P.; Giraudoux, P.; Scheifler, R., 2012. The diet of migrant Red Kites Milvus milvus during a Water Vole Arvicola terrestris outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis*, 154 (1): 136-146. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01193.x

Coeurdassier, M.; Villers, A.; Augiron, S.; Sage, M.; Couzi, F.X.; Lattard, V.; Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234: 37-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Crocker, D.R.; Lawrence, A.J., 2018. Estimating the potential effects of pesticide seed treatments on the reproductive success of arable birds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147: 124-131. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.035

Cusaac, J.P.W.; Mimbs, W.H.; Belden, J.B.; Smith, L.M.; McMurry, S.T., 2017. Factors influencing the toxicity of headline (R) fungicides to terrestrial stage toads. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (10): 2679-2688. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3816

De Laender, F.; Van den Brink, P.J.; Janssen, C.R., 2011. Functional redundancy and food web functioning in linuron-exposed ecosystems. *Environmental Pollution*, 159 (10): 3009-3017. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.048

Del Arco, A.I.; Parra, G.; Rico, A.; Van den Brink, P.J., 2015b. Effects of intra- and interspecific competition on the sensitivity of aquatic macroinvertebrates to carbendazim. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 27-34. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.001

Del Arco, A.I.; Rico, A.; van den Brink, P.J., 2015a. Effects of intra- and interspecific competition on the sensitivity of Daphnia magna populations to the fungicide carbendazim. *Ecotoxicology*, 24 (6): 1362-1371. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-015-1512-y

Di Blasio, A.; Bertolini, S.; Gili, M.; Avolio, R.; Leogrande, M.; Ostorero, F.; Ru, G.; Dondo, A.; Zoppi, S., 2020. Local context and environment as risk factors for acute poisoning in animals in northwest Italy. *Science of the Total Environment*, 709: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136016

Donazar, J.A.; Cortes-Avizanda, A.; Fargallo, J.A.; Margalida, A.; Moleon, M.; Morales-Reyes, Z.; Moreno-Opo, R.; Perez-Garcia, J.M.; Sanchez-Zapata, J.A.; Zuberogoitia, I.; Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola-International Journal of Ornithology*, 63 (1): 181-234. http://dx.doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8

Douglas, M.R.; Rohr, J.R.; Tooker, J.F.; Kaplan, I., 2015. Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 250-260. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12372

Dromard, C.R.; Bouchon-Navaro, Y.; Cordonnier, S.; Guene, M.; Harmelin-Vivien, M.; Bouchon, C., 2018. Different transfer pathways of an organochlorine pesticide across marine tropical food webs assessed with stable isotope analysis. *PLoS ONE*, 13 (2): 14. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0191335

Eason, C.; Ross, J.; Blackie, H.; Fairweather, A., 2013. Toxicology and ecotoxicology of zinc phosphide as used for pest control in New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 37 (1): 1-11. https://newzealandecology.org/nzje/3072.pdf

Elmeros, M.; Bossi, R.; Christensen, T.K.; Kjaer, L.J.; Lassen, P.; Topping, C.J., 2019. Exposure of non-target small mammals to anticoagulant rodenticide during chemical rodent control operations. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (6): 6133-6140. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-04064-3

Elmeros, M.; Christensen, T.K.; Lassen, P., 2011. Concentrations of anticoagulant rodenticides in stoats Mustela erminea and weasels Mustela nivalis from Denmark. *Science of the Total Environment*, 409 (12): 2373-2378. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.03.006

Esquivel, C.J.; Martinez, E.J.; Baxter, R.; Trabanino, R.; Ranger, C.M.; Michel, A.; Canas, L.A., 2020. Thiamethoxam Differentially Impacts the Survival of the Generalist Predators, Orius insidiosus (Hemiptera: Anthocoridae) and Hippodamia convergens (Coleoptera: Coccinellidae), When Exposed via the Food Chain. *Journal of Insect Science*, 20 (4): 10. http://dx.doi.org/10.1093/jisesa/ieaa070

European Food Safety Authority, 2008. Risk Assessment for Birds and Mammals - Revision of Guidance Document under Council Directive 91/414/EEC (SANCO/4145/2000 – final of 25 September 2002) - Scientific Opinion of the Panel on Plant protection products and their Residues (PPR) on the Science behind the Guidance Document on Risk Assessment for birds and mammals. *Efsa Journal*, 6 (7): 734. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2008.734

Fanke, J.; Wibbelt, G.; Krone, O., 2011. Mortality factors and diseases in free-ranging eurasian cranes (grus grus) in Germany. *Journal of Wildlife Diseases*, 47 (3): 627-637. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-47.3.627

Fernandez-de-Simon, J.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Fourel, I.; Giraudoux, P., 2019. Do bromadiolone treatments to control grassland water voles (Arvicola scherman) affect small mustelid abundance? *Pest Management Science*, 75 (4): 900-907. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5194

Ferry, N.; Raemaekers, R.J.M.; Majerus, M.E.N.; Jouanin, L.; Port, G.; Gatehouse, J.A.; Gatehouse, A.M.R., 2003. Impact of oilseed rape expressing the insecticidal cysteine protease inhibitor oryzacystatin on the beneficial predator Harmonia axyridis (multicoloured Asian ladybeetle). *Molecular Ecology*, 12 (2): 493-504. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-294X.2003.01736.x

Foit, K.; Chatzinotas, A.; Liess, M., 2010. Short-term disturbance of a grazer has long-term effects on bacterial communities-Relevance of trophic interactions for recovery from pesticide effects. *Aquatic Toxicology*, 99 (2): 205-211. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.04.019

Ford, A.T.; Agerstrand, M.; Brooks, B.W.; Allen, J.; Bertram, M.G.; Brodin, T.; Dang, Z.C.; Duquesne, S.; Sahm, R.; Hoffmann, F.; Hollert, H.; Jacob, S.; Kluver, N.; Lazorchak, J.M.; Ledesma, M.; Melvin, S.D.; Mohr, S.; Padilla, S.; Pyle, G.G.; Scholz, S.; Saaristo, M.; Smit, E.; Steevens, J.A.; van den Berg, S.; Kloas, W.; Wong, B.B.M.; Ziegler, M.; Maack, G., 2021. The Role of Behavioral Ecotoxicology in Environmental Protection. *Environmental Science & Technology*, 55 (9): 5620-5628. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c06493

Fremlin, K.M.; Elliott, J.E.; Green, D.J.; Drouillard, K.G.; Harner, T.; Eng, A.; Gobas, F., 2020. Trophic magnification of legacy persistent organic pollutants in an urban terrestrial food web. *Science of the Total Environment*, 714: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136746

Fritsch, C.; Coeurdassier, M.; Raoul, F.; Scheifler, R.; Burkart, L.; Hardy, E.M., 2019. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. *49e Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, 21-24 mai 2019*. Montpellier, France, Poster, 1 p. http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/4087c8959da3be9923f9c1ec367d8e6fd1dde2696dd.pdf

Gabriel, M.W.; Diller, L.V.; Dumbacher, J.P.; Wengert, G.M.; Higley, J.M.; Poppenga, R.H.; Mendia, S., 2018. Exposure to rodenticides in Northern Spotted and Barred Owls on remote forest lands in northwestern California: evidence of food web contamination. *Avian Conservation and Ecology*, 13 (1): 9. http://dx.doi.org/10.5751/ace-01134-130102

Gardestrom, J.; Ermold, M.; Goedkoop, W.; McKie, B.G., 2016. Disturbance history influences stressor impacts: effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2171-2184. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12698

Geduhn, A.; Esther, A.; Schenke, D.; Gabriel, D.; Jacob, J., 2016. Prey composition modulates exposure risk to anticoagulant rodenticides in a sentinel predator, the barn owl. *Science of the Total Environment*, 544: 150-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.117

Geduhn, A.; Esther, A.; Schenke, D.; Mattes, H.; Jacob, J., 2014. Spatial and temporal exposure patterns in non-target small mammals during brodifacoum rat control. *Science of the Total Environment*, 496: 328-338. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.049

Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 103-118. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Gibbons, D.W.; Bohan, D.A.; Rothery, P.; Stuart, R.C.; Haughton, A.J.; Scott, R.J.; Wilson, J.D.; Perry, J.N.; Clark, S.J.; Dawson, R.J.G.; Firbank, L.G., 2006. Weed seed resources for birds in fields with contrasting conventional and genetically modified herbicide-tolerant crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 273 (1596): 1921-1928. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2006.3522

Goutte, A.; Alliot, F.; Budzinski, H.; Simonnet-Laprade, C.; Santos, R.; Lachaux, V.; Maciejewski, K.; Le Menach, K.; Labadie, P., 2020. Trophic Transfer of Micropollutants and Their Metabolites in an Urban Riverine Food Web. *Environmental Science & Technology*, 54 (13): 8043-8050. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c01411

Guitart, R.; Sachana, M.; Caloni, F.; Croubels, S.; Vandenbroucke, V.; Berny, P., 2010. Animal poisoning in Europe. Part 3: Wildlife. *Veterinary Journal*, 183 (3): 260-265. http://dx.doi.org/10.1016/j.tvjl.2009.03.033

Gutierrez, Y.; Ott, D.; Scherber, C., 2020. Direct and indirect effects of plant diversity and phenoxy herbicide application on the development and reproduction of a polyphagous herbivore. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-64252-5

Hallmann, C.A.; Foppen, R.P.B.; van Turnhout, C.A.M.; de Kroon, H.; Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509): 341-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature13531

Hanlon, S.M.; Parris, M.J., 2013. Previous exposure of predatory fish to a pesticide alters palatability of larval amphibian prey. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (12): 2861-2865. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2380

Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Fisher, G.; Wilkins, V.; Moreby, S.J.; Murray, A.W.A.; Robertson, P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43 (1): 81-91. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x

Harwood, J.D.; Samson, R.A.; Obrycki, J.J., 2006. No evidence for the uptake of Cry1Ab Bt-endotoxins by the generalist predator Scarites subterraneus (Coleoptera : Carabidae) in laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology*, 16 (4): 377-388. http://dx.doi.org/10.1080/09583150500532071

Hasenbein, S.; Peralta, J.; Lawler, S.P.; Connon, R.E., 2017. Environmentally relevant concentrations of herbicides impact non-target species at multiple sublethal endpoints. *Science of the Total Environment*, 607: 733-743. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.270

Hayasaka, D.; Korenaga, T.; Suzuki, K.; Saito, F.; Sanchez-Bayo, F.; Goka, K., 2012. Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80: 355-362. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.04.004

Hernandez-Jerez, A.; Adriaanse, P.; Aldrich, A.; Berny, P.; Coja, T.; Duquesne, S.; Gimsing, A.L.; Marina, M.; Millet, M.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Tiktak, A.; Tzoulaki, I.; Widenfalk, A.; Wolterink, G.; Russo, D.; Streissl, F.; Topping, C.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Reidues, 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *Efsa Journal*, 17 (7): 81. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758

Hernandez-Moreno, D.; de la Casa-Resino, I.; Lopez-Beceiro, A.; Fidalgo, L.E.; Soler, F.; Perez-Lopez, M., 2013. Secondary poisoning of non-target animals in an Ornithological Zoo in Galicia (NW Spain) with anticoagulant rodenticides: a case report. *Veterinarni Medicina*, 58 (10): 553-559. http://dx.doi.org/10.17221/7087-vetmed

Humann-Guilleminot, S.; Clement, S.; Desprat, J.; Binkowski, L.J.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2019. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. *Science of the Total Environment*, 660: 1091-1097. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068

Humann-Guilleminot, S.; Laurent, S.; Bize, P.; Roulin, A.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2021. Contamination by neonicotinoid insecticides in barn owls (Tyto alba) and Alpine swifts (Tachymarptis melba). *Science of the Total Environment*, 785: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147403

Hunn, J.G.; Macaulay, S.J.; Matthaei, C.D., 2019. Food Shortage Amplifies Negative Sublethal Impacts of Low-Level Exposure to the Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid on Stream Mayfly Nymphs. *Water*, 11 (10): 18. http://dx.doi.org/10.3390/w11102142

Jacquot, M.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Renaude, R.; Pleydell, D.; Truchetet, D.; Raoul, F.; Giraudoux, P., 2013. Using long-term monitoring of red fox populations to assess changes in rodent control practices. *Journal of Applied Ecology*, 50 (6): 1406-1414. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12151

Jennings, N.; Pocock, M.J.O., 2009. Relationships between Sensitivity to Agricultural Intensification and Ecological Traits of Insectivorous Mammals and Arthropods. *Conservation Biology*, 23 (5): 1195-1203. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01208.x

Kelly, B.C.; Ikonomou, M.G.; Blair, J.D.; Morin, A.E.; Gobas, F., 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*, 317 (5835): 236-239. http://dx.doi.org/10.1126/science.1138275

Kidd, K.A.; Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Muir, D.C.G., 1998. Effects of trophic position and lipid on organochlorine concentrations in fishes from subarctic lakes in Yukon Territory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (4): 869-881. http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-55-4-869

Kitulagodage, M.; Buttemer, W.A.; Astheimer, L.B., 2011. Adverse effects of fipronil on avian reproduction and development: maternal transfer of fipronil to eggs in zebra finch Taeniopygia guttata and in ovo exposure in chickens Gallus domesticus. *Ecotoxicology*, 20 (4): 653-660. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0605-5

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Kraus, J.M.; Kuivila, K.M.; Hladik, M.L.; Shook, N.; Mushet, D.M.; Dowdy, K.; Harrington, R., 2021a. Cross-Ecosystem Fluxes of Pesticides from Prairie Wetlands Mediated by Aquatic Insect Emergence: Implications for Terrestrial Insectivores. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (8): 2282-2296. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5111

Kraus, J.M.; Wesner, J.S.; Walters, D.M., 2021b. Insect-Mediated Contaminant Flux at the Land-Water Interface: Are Ecological Subsidies Driving Exposure or Is Exposure Driving Subsidies? *Environmental Toxicology and Chemistry*: 6. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5203

Kuijper, D.P.J.; Oosterveld, E.; Wymenga, E., 2009. Decline and potential recovery of the European grey partridge (Perdix perdix) population-a review. *European Journal of Wildlife Research*, 55 (5): 455-463. http://dx.doi.org/10.1007/s10344-009-0311-2

Kuzukiran, O.; Simsek, I.; Yorulmaz, T.; Yurdakok-Dikmen, B.; Ozkan, O.; Filazi, A., 2021. Multiresidues of environmental contaminants in bats from Turkey. *Chemosphere*, 282: 131022. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131022

Lambert, O.; Pouliquen, H.; Clergeau, P., 2005. Impact of cholinesterase-inhibitor insecticides on non-target wildlife : a review of studies relative to terrestrial vertebrates. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 60 (1): 3-20.

Langan, A.M.; Taylor, A.; Wheater, C.P., 2004. Effects of metaldehyde and methiocarb on feeding preferences and survival of a slug predator (Pterostichus melanarius (F.): Carabidae, Pterostichini). *Journal of Applied Entomology*, 128 (1): 51-55. http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0418.2003.00801.x

Lennon, R.J.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Arnold, K.E.; Brown, C.D., 2020. High prevalence of the neonicotinoid clothianidin in liver and plasma samples collected from gamebirds during autumn sowing. *Science of the Total Environment*, 742: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140493

Li, Z.J., 2020. Spatiotemporal pattern models for bioaccumulation of pesticides in herbivores: An approximation theory for North American white-tailed deer. *Science of the Total Environment*, 737: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140271

Lohr, M.T., 2018. Anticoagulant rodenticide exposure in an Australian predatory bird increases with proximity to developed habitat. *Science of the Total Environment*, 643: 134-144. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.207

Lohr, M.T.; Davis, R.A., 2018. Anticoagulant rodenticide use, non-target impacts and regulation: A case study from Australia. *Science of the Total Environment*, 634: 1372-1384. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.069

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Camarero, P.R.; Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. *Environmental Pollution*, 243: 418-426. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2015. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental Research*, 136: 97-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lopez-Perea, J.J.; Camarero, P.R.; Molina-Lopez, R.A.; Parpal, L.; Obon, E.; Sola, J.; Mateo, R., 2015. Interspecific and geographical differences in anticoagulant rodenticide residues of predatory wildlife from the Mediterranean region of Spain. *Science of the Total Environment*, 511: 259-267. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.042

Lopez-Perea, J.J.; Camarero, P.R.; Sanchez-Barbudo, I.S.; Mateo, R., 2019. Urbanization and cattle density are determinants in the exposure to anticoagulant rodenticides of non-target wildlife. *Environmental Pollution*, 244: 801-808. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.10.101

Lupi, L.; Bedmar, F.; Wunderlin, D.A.; Miglioranza, K.S.B., 2016. Organochlorine pesticides in agricultural soils and associated biota. *Environmental Earth Sciences*, 75 (6): 11. http://dx.doi.org/10.1007/s12665-015-5140-x

MacDonald, A.M.; Jardine, C.M.; Thomas, P.J.; Nemeth, N.M., 2018. Neonicotinoid detection in wild turkeys (Meleagris gallopavo silvestris) in Ontario, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (16): 16254-16260. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2093-0

Majdi, N.; Hette-Tronquart, N.; Auclair, E.; Bec, A.; Chouvelon, T.; Cognie, B.; Danger, M.; Decottignies, P.; Dessier, A.; Desvilettes, C.; Dubois, S.; Dupuy, C.; Fritsch, C.; Gaucherel, C.; Hedde, M.; Jabot, F.; Lefebvre, S.; Marzloff, M.P.; Pey, B.; Peyrard, N.; Powolny, T.; Sabbadin, R.; Thébault, E.; Perga, M.-E., 2018. There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. *Food Webs*, 17: e00100. http://dx.doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00100

Manning, D.W.P.; Sullivan, S.M.P., 2021. Conservation Across Aquatic-Terrestrial Boundaries: Linking Continental-Scale Water Quality to Emergent Aquatic Insects and Declining Aerial Insectivorous Birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2021.633160

Martin, P.A.; Johnson, D.L.; Forsyth, D.J.; Hill, B.D., 2000. Effects of two grasshopper control insecticides on food resources and reproductive success of two species of grassland songbirds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (12): 2987-2996. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620191220

Martinez-Padilla, J.; Lopez-Idiaquez, D.; Lopez-Perea, J.J.; Mateo, R.; Paz, A.; Vinuela, J., 2017. A negative association between bromadiolone exposure and nestling body condition in common kestrels: management implications for vole outbreaks. *Pest Management Science*, 73 (2): 364-370. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4435

Martinou, A.F.; Seraphides, N.; Stavrinides, M.C., 2014. Lethal and behavioral effects of pesticides on the insect predator Macrolophus pygmaeus. *Chemosphere*, 96: 167-173. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.024

Mauchline, A.L.; Osborne, J.L.; Powell, W., 2004. Feeding responses of carabid beetles to dimethoate-contaminated prey. *Agricultural and Forest Entomology*, 6 (2): 99-104. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-9563.2004.00208.x

McGee, S.; Whitfield-Aslund, M.; Duca, D.; Kopysh, N.; Dan, T.; Knopper, L.; Brewer, L., 2018. Field evaluation of the potential for avian exposure to clothianidin following the planting of clothianidin-treated corn seed. *Peerj*, 6: 16. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.5880

McKenzie, A.J.; Vickery, J.A.; Leifert, C.; Shotton, P.; Whittingham, M.J., 2011. Disentangling the effects of fertilisers and pesticides on winter stubble use by farmland birds. *Basic and Applied Ecology*, 12 (1): 80-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.10.007

McMahon, T.A.; Halstead, N.T.; Johnson, S.; Raffel, T.R.; Romansic, J.M.; Crumrine, P.W.; Rohr, J.R., 2012. Fungicide-induced declines of freshwater biodiversity modify ecosystem functions and services. *Ecology Letters*, 15 (7): 714-722. http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01790.x

Mendes, B.D.; Mesak, C.; Calixto, J.E.D.; Malafaia, G., 2018. Mice exposure to haloxyfop-p-methyl ester at predicted environmentally relevant concentrations leads to anti-predatory response deficit. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (31): 31762-31770. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3222-5

Millot, F.; Decors, A.; Mastain, O.; Quintaine, T.; Berny, P.; Vey, D.; Lasseur, R.; Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5469-5485. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Mineau, P.; Callaghan, C., 2018. *Neonicotinoid insecticides and bats: an assessment of the direct and indirect risks*. Ontario, Canada: Canadian Wildlife Federation, 83 p.

Mineau, P.; Whiteside, M., 2006. Lethal risk to birds from insecticide use in the United States - A spatial and temporal analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (5): 1214-1222. http://dx.doi.org/10.1897/05-035r.1

Molenaar, F.M.; Jaffe, J.E.; Carter, I.; Barnett, E.A.; Shore, R.F.; Rowcliffe, J.M.; Sainsbury, A.W., 2017. Poisoning of reintroduced red kites (Milvus Milvus) in England. *European Journal of Wildlife Research*, 63 (6): 8. http://dx.doi.org/10.1007/s10344-017-1152-z

More, S.J.; Hardy, A.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bennekou, S.H.; Bragard, C.; Boesten, J.; Halldorsson, T.I.; Hernandez-Jerez, A.F.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; Koutsoumanis, K.P.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.;

Schlatter, J.R.; Silano, V.; Nielsen, S.S.; Schrenk, D.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Benfenati, E.; Castle, L.; Cedergreen, N.; Laskowski, R.; Leblanc, J.C.; Kortenkamp, A.; Ragas, A.; Posthuma, L.; Svendsen, C.; Testai, E.; Dujardin, B.; Kass, G.E.N.; Manini, P.; Jeddi, M.Z.; Dorne, J.; Hogstrand, C.; Comm, E.S., 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *Efsa Journal*, 17 (3): 77. http://dx.doiorg/10.2903/j.efsa.2019.5634

Moreira, R.A.; Mansano, A.D.; Rocha, O.; Daam, M.A., 2016. The use of rotifers as test species in the aquatic effect assessment of pesticides in the tropics. *Hydrobiologia*, 773 (1): 1-9. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-016-2675-0

Morris, A.D.; Muir, D.C.G.; Solomon, K.R.; Teixeira, C.; Duric, M.; Wang, X.W., 2014. Trophodynamics of current use pesticides and ecological relationships in the bathurst region vegetation-caribou-wolf food chain of the Canadian arctic. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9): 1956-1966. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2634

Morris, A.J.; Wilson, J.D.; Whittingham, M.J.; Bradbury, R.B., 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (Emberiza citrinella). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 106 (1): 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2004.07.016

Moscardini, V.F.; Gontijo, P.C.; Michaud, J.P.; Carvalho, G.A., 2014. Sublethal effects of chlorantraniliprole and thiamethoxam seed treatments when Lysiphlebus testaceipes feed on sunflower extrafloral nectar. *Biocontrol*, 59 (5): 503-511. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-014-9588-5

Muggelberg, L.L.; Hartz, K.E.H.; Nutile, S.A.; Harwood, A.D.; Heim, J.R.; Derby, A.P.; Weston, D.P.; Lydy, M.J., 2017. Do pyrethroid-resistant Hyalella azteca have greater bioaccumulation potential compared to non-resistant populations? Implications for bioaccumulation in fish. *Environmental Pollution*, 220: 375-382. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.073

Murray, M., 2017. Anticoagulant rodenticide exposure and toxicosis in four species of birds of prey in Massachusetts, USA, 2012-2016, in relation to use of rodenticides by pest management professionals. *Ecotoxicology*, 26 (8): 1041-1050. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-017-1832-1

Ntemiri, K.; Saravia, V.; Angelidis, C.; Baxevani, K.; Probonas, M.; Kret, E.; Mertzanis, Y.; Iliopoulos, Y.; Georgiadis, L.; Skartsi, D.; Vavylis, D.; Manolopoulos, A.; Michalopoulou, P.; Xirouchakis, S.M., 2018. Animal mortality and illegal poison bait use in Greece. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (8): 16. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6838-5

Nunes, G.D.; Truzi, C.C.; do Nascimento, J.; de Paula, F.F.; de Matos, S.T.S.; Polanczyk, R.A.; De Bortoli, S.A., 2019. Beauveria bassiana (Ascomycota: Hypocreales)-treated Diamondback Moth (Lepidoptera: Plutellidae) Larvae Mediate the Preference and Functional Response of Euborellia annulipes (Dermaptera: Anisolabididae) Nymphs. *Journal of Economic Entomology*, 112 (6): 2614-2619. http://dx.doi.org/10.1093/jee/toz207

Oliveira dos Anjos, T.B.; Polazzo, F.; Arenas-Sanchez, A.; Cherta, L.; Ascari, R.; Migliorati, S.; Vighi, M.; Rico, A., 2021. Eutrophic status influences the impact of pesticide mixtures and predation on Daphnia pulex populations. *Ecology and Evolution*: 12. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.7305

Oliveira, J.M.; Destro, A.L.F.; Freitas, M.B.; Oliveira, L.L., 2021. How do pesticides affect bats? - A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81 (2): 499-507. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.225330

Parvanov, D.; Stoynov, E.; Vangelova, N.; Peshev, H.; Grozdanov, A.; Delov, V.; Iliev, Y., 2018. Vulture mortality resulting from illegal poisoning in the southern Balkan Peninsula. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (2): 1706-1712. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-0594-x

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pitt, W.C.; Berentsen, A.R.; Shiels, A.B.; Volker, S.F.; Eisemann, J.D.; Wegmann, A.S.; Howald, G.R., 2015. Non-target species mortality and the measurement of brodifacoum rodenticide residues after a rat (Rattus rattus) eradication on Palmyra Atoll, tropical Pacific. *Biological Conservation*, 185: 36-46. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.008

Poisson, M.C.; Garrett, D.R.; Sigouin, A.; Belisle, M.; Garant, D.; Haroune, L.; Bellenger, J.P.; Pelletier, F., 2021. Assessing pesticides exposure effects on the reproductive performance of a declining aerial insectivore. *Ecological Applications*, 31 (7): 13. http://dx.doi.org/10.1002/eap.2415

Poppenga, R.H.; Ziegler, A.F.; Habecker, P.L.; Singletary, D.L.; Walter, M.K.; Miller, P.G., 2005. Zinc phosphide intoxication of wild turkeys (Meleagris gallopavo). *Journal of Wildlife Diseases*, 41 (1): 218-223. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-41.1.218

Potts, G., 1986. *The partridge: pesticides, predation, and conservation*. London (UK): Collins, 274 p.

Poulin, B.; Lefebvre, G., 2018. Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with Bacillus thuringiensis israelensis. *Insect Science*, 25 (4): 542-548. http://dx.doi.org/10.1111/1744-7917.12416

Poulin, B.; Lefebvre, G.; Paz, L., 2010. Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 884-889. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01821.x

Prouteau, L., 2021. *Caractérisation de la contamination en pesticides azoles et néonicotinoïdes chez les espèces d'intérêt localisées en région Nouvelle-Aquitaine : développement de méthodes analytiques et applications*. Thèse de doctorat (Sciences de l'environnement). Université de La Rochelle, La Rochelle.

Put, J.E.; Mitchell, G.W.; Fahrig, L., 2018. Higher bat and prey abundance at organic than conventional soybean fields. *Biological Conservation*, 226: 177-185. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2018.06.021

Rahman, M.; Zaman, M.; Shaheen, T.; Irem, S.; Zafar, Y., 2015. Safe use of Cry genes in genetically modified crops. *Environmental Chemistry Letters*, 13 (3): 239-249. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-015-0508-4

Rasmussen, J.J.; Norum, U.; Jerris, M.R.; Wiberg-Larsen, P.; Kristensen, E.A.; Friberg, N., 2013. Pesticide impacts on predator-prey interactions across two levels of organisation. *Aquatic Toxicology*, 140: 340-345. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.06.019

Rattner, B.A., 2009. History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, 18 (7): 773-783. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0354-x

Rattner, B.A.; Horak, K.E.; Lazarus, R.S.; Eisenreich, K.M.; Meteyer, C.U.; Volker, S.F.; Campton, C.M.; Eisemann, J.D.; Johnston, J.J., 2012. Assessment of toxicity and potential risk of the anticoagulant rodenticide diphacinone using Eastern screech-owls (Megascops asio). *Ecotoxicology*, 21 (3): 832-846. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0844-5

Relyea, R.A., 2009. A cocktail of contaminants: how mixtures of pesticides at low concentrations affect aquatic communities. *Oecologia*, 159 (2): 363-376. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-008-1213-9

Relyea, R.A.; Schoeppner, N.M.; Hoverman, J.T., 2005. Pesticides and amphibians: The importance of community context. *Ecological Applications*, 15 (4): 1125-1134. http://dx.doi.org/10.1890/04-0559

République française, 2014. Arrêté du 14 mai 2014 relatif au contrôle des populations de campagnols nuisibles aux cultures ainsi qu'aux conditions d'emploi des produits phytopharmaceutiques contenant de la bromadiolone. *JORF, n°0128 du 4 juin 2014*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000029039908/

Rial-Berriel, C.; Acosta-Dacal, A.; Zumbado, M.; Henríquez-Hernández, L.A.; Rodríguez-Hernández, Á.; Macías-Montes, A.; Boada, L.D.; Travieso-Aja, M.d.M.; Martin Cruz, B.; Luzardo, O.P., 2021. A Method Scope Extension for the Simultaneous Analysis of POPs, Current-Use and Banned Pesticides, Rodenticides, and Pharmaceuticals in Liver. Application to Food Safety and Biomonitoring. *Toxics*, 9 (10): 238. http://dx.doi.org/10.3390/toxics9100238

Robillard, A.; Garant, D.; Belisle, M., 2013. The Swallow and the Sparrow: how agricultural intensification affects abundance, nest site selection and competitive interactions. *Landscape Ecology*, 28 (2): 201-215. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-012-9828-y

Roche, H.; Vollaire, Y.; Persic, A.; Buet, A.; Oliveira-Ribeiro, C.; Coulet, E.; Banas, D.; Ramade, F., 2009. Organochlorines in the Vaccares Lagoon trophic web (Biosphere Reserve of Camargue, France). *Environmental Pollution*, 157 (8-9): 2493-2506. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.016

Rodrigues, E.T.; Lopes, I.; Pardal, M.A., 2013. Occurrence, fate and effects of azoxystrobin in aquatic ecosystems: A review. *Environment International*, 53: 18-28. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2012.12.005

Rohr, J.R.; Crumrine, P.W., 2005. Effects of an herbicide and an insecticide on pond community structure and processes. *Ecological Applications*, 15 (4): 1135-1147. http://dx.doi.org/10.1890/03-5353

Rohr, J.R.; Kerby, J.L.; Sih, A., 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (11): 606-613. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.002

Rybicki, M.; Jungmann, D., 2018. Direct and indirect effects of pesticides on a benthic grazer during its life cycle. *Environmental Sciences Europe*, 30: 19. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0165-x

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 67 (2): 129-147.

Salvat, B.; Roche, H.; Ramade, F., 2016. On the occurrence of a widespread contamination by herbicides of coral reef biota in French Polynesia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 49-60. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4395-9

Schabacker, J.; Hahne, J.; Ludwigs, J.D.; Vallon, M.; Foudoulakis, M.; Murfitt, R.; Ristau, K., 2021. Residue Levels of Pesticides on Fruits for Use in Wildlife Risk Assessments. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (3): 552-561. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4345

Seljetun, K.O.; Eliassen, E.; Madslien, K.; Viljugrein, H.; Vindenes, V.; Oiestad, E.L.; Moe, L., 2019. Prevalence of anticoagulant rodenticides in feces of wild red foxes (vulpes vulpes) in Norway. *Journal of Wildlife Diseases*, 55 (4): 834-843. http://dx.doi.org/10.7589/2019-01-027

Seljetun, K.O.; Sandvik, M.; Vindenes, V.; Eliassen, E.; Oiestad, E.L.; Madslien, K.; Moe, L., 2020. Comparison of anticoagulant rodenticide concentrations in liver and feces from apparently healthy red foxes. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 32 (4): 560-564. http://dx.doi.org/10.1177/1040638720927365

Senthilkumar, K.; Kannan, K.; Subramanian, A.; Tanabe, S., 2001. Accumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls in sediments, aquatic organisms, birds, bird eggs and bat collected from South India. *Environmental Science and Pollution Research*, 8 (1): 35-47. http://dx.doi.og/10.1007/bf02987293

Sievers, M.; Hale, R.; Parris, K.M.; Melvin, S.D.; Lanctot, C.M.; Swearer, S.E., 2019. Contaminant-induced behavioural changes in amphibians: A meta-analysis. *Science of the Total Environment*, 693: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.376

Smalling, K.L.; Fellers, G.M.; Kleeman, P.M.; Kuivila, K.M., 2013. Accumulation of pesticides in pacific chorus frogs (Pseudacris regilla) from California's Sierra Nevada Mountains, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (9): 2026-2034. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2308

Smalling, K.L.; Reeves, R.; Muths, E.; Vandever, M.; Battaglin, W.A.; Hladik, M.L.; Pierce, C.L., 2015. Pesticide concentrations in frog tissue and wetland habitats in a landscape dominated by agriculture. *Science of the Total Environment*, 502: 80-90. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.08.114

Spiller, K.J.; Dettmers, R., 2019. Evidence for multiple drivers of aerial insectivore declines in North America. *Condor*, 121 (2): 13. http://dx.doi.org/10.1093/condor/duz010

Stahlschmidt, P.; Bruhl, C.A., 2012. Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (7): 1556-1563. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1834

Stahlschmidt, P.; Hahn, M.; Bruhl, C.A., 2017. Nocturnal Risks-High Bat Activity in the Agricultural Landscape Indicates Potential Pesticide Exposure. *Frontiers in Environmental Science*, 5: 9. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00062

Stanton, R.L.; Morrissey, C.A.; Clark, R.G., 2018. Analysis of trends and agricultural drivers of farmland bird declines in North America: A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 254: 244-254. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.028

Stokely, T.D.; Kormann, U.G.; Verschuyl, J.; Kroll, A.J.; Frey, D.W.; Harris, S.H.; Mainwaring, D.; Maguire, D.; Hatten, J.A.; Rivers, J.W.; Fitzgerald, S.; Betts, M.G., 2021. Experimental evaluation of herbicide use on biodiversity, ecosystem services and timber production trade-offs in forest plantations. *Journal of Applied Ecology*: 15. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13936

Swanson, J.E.; Muths, E.; Pierce, C.L.; Dinsmore, S.J.; Vandever, M.W.; Hladik, M.L.; Smalling, K.L., 2018. Exploring the amphibian exposome in an agricultural landscape using telemetry and passive sampling. *Scientific Reports*, 8: 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-28132-3

Takahashi, H.; Hanazato, T., 2007. Synergistic effects of food shortage and an insecticide on a Daphnia population: rapid decline of food density at the peak of population density reduces tolerance to the chemical and induces a large population crash. *Limnology*, 8 (1): 45-51. http://dx.doi.org/10.1007/s10201-006-0193-x

Taliansky-Chamudis, A.; Gomez-Ramirez, P.; Leon-Ortega, M.; Garcia-Fernandez, A.J., 2017. Validation of a QuECheRS method for analysis of neonicotinoids in small volumes of blood and assessment of exposure in Eurasian eagle owl (Bubo bubo) nestlings. *Science of the Total Environment*, 595: 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.246

Taylor, R.L.; Maxwell, B.D.; Boik, R.J., 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 116 (3-4): 157-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2006.01.012

Thomas, P.J.; Mineau, P.; Shore, R.F.; Champoux, L.; Martin, P.A.; Wilson, L.K.; Fitzgerald, G.; Elliott, J.E., 2011. Second generation anticoagulant rodenticides in predatory birds: Probabilistic characterisation of toxic liver concentrations and implications for predatory bird populations in Canada. *Environment International*, 37 (5): 914-920. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.03.010

Thompson, M.S.A.; Bankier, C.; Bell, T.; Dumbrell, A.J.; Gray, C.; Ledger, M.E.; Lehmann, K.; McKew, B.A.; Sayer, C.D.; Shelley, F.; Trimmer, M.; Warren, S.L.; Woodward, G., 2016. Gene-to-ecosystem impacts of a catastrophic pesticide spill: testing a multilevel bioassessment approach in a river ecosystem. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2037-2050. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12676

Tiwary, A.K.; Puschner, B.; Charlton, B.R.; Filigenzi, M.S., 2005. Diagnosis of zinc phosphide poisoning in chickens using a new analytical approach. *Avian Diseases*, 49 (2): 288-291. http://dx.doi.org/10.1637/7275-090804r

Tosh, D.G.; McDonald, R.A.; Bearhop, S.; Llewellyn, N.R.; Montgomery, W.I.; Shore, R.F., 2012. Rodenticide exposure in wood mouse and house mouse populations on farms and potential secondary risk to predators. *Ecotoxicology*, 21 (5): 1325-1332. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0886-3

Tosh, D.G.; McDonald, R.A.; Bearhop, S.; Lllewellyn, N.R.; Fee, S.; Sharp, E.A.; Barnett, E.A.; Shore, R.F., 2011. Does small mammal prey guild affect the exposure of predators to anticoagulant rodenticides? *Environmental Pollution*, 159 (10): 3106-3112. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.03.028

Uhl, P.; Bucher, R.; Schäfer, R.B.; Entling, M.H., 2015. Sublethal effects of imidacloprid on interactions in a tritrophic system of non-target species. *Chemosphere*, 132: 152-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.027

Van den Brink, P.J.; Klein, S.L.; Rico, A., 2017. Interaction between stress induced by competition, predation, and an insecticide on the response of aquatic invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (9): 2485-2492. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3788

Varo, I.; Serrano, R.; Pitarch, E.; Amat, F.; Lopez, F.J.; Navarro, J.C., 2002. Bioaccumulation of chlorpyrifos through an experimental food chain: Study of protein HSP70 as biomarker of sublethal stress in fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 42 (2): 229-235. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-001-0013-6

Walther, B.; Geduhn, A.; Schenke, D.; Jacob, J., 2021. Exposure of passerine birds to brodifacoum during management of Norway rats on farms. *Science of the Total Environment*, 762: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144160

Wang, P.; Zhou, L.L.; Yang, F.; Liu, X.M.; Wang, Y.; Lei, C.L.; Si, S.Y., 2018. Lethal and behavioral sublethal side effects of thiamethoxam on the predator Harmonia axyridis. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 166 (8): 703-712. http://dx.doi.org/10.1111/eea.12702

Wang, Z.K.; Yu, S.M.; Zhang, L.Y.; Liu, R.; Deng, Y.; Nie, Y.F.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2021. Effects of simazine herbicide on a plant-arthropod-lizard tritrophic community in territorial indoor microcosms: Beyond the toxicity. *Science of the Total Environment*, 781: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146723

Weir, S.M.; Yu, S.Y.; Talent, L.G.; Maul, J.D.; Anderson, T.A.; Salice, C.J., 2015. Improving reptile ecological risk assessment: Oral and dermal toxicity of pesticides to a common lizard species (Sceloporus occidentalis). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (8): 1778-1786. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2975

Weisbrod, A.V.; Shea, D.; Moore, M.J.; Stegeman, J.J., 2000. Organochlorine exposure and bioaccumulation in the endangered Northwest Atlantic right whale (Eubalaena glacialis) population. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (3): 654-666. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190318

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Jennings, N.V., 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18 (5): 1283-1292. http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00152.x

Wickramasinghe, L.P.; Harris, S.; Jones, G.; Vaughan, N., 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40 (6): 984-993. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Windsor, F.M.; Pereira, M.G.; Morrissey, C.A.; Tyler, C.R.; Ormerod, S.J., 2020. Environment and food web structure interact to alter the trophic magnification of persistent chemicals across river ecosystems. *Science of the Total Environment*, 717: 6. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137271

Wobeser, G.; Bollinger, T.; Leighton, F.A.; Blakley, B.; Mineau, P., 2004. Secondary poisoning of eagles following intentional poisoning of coyotes with anticholinesterase pesticides in Western Canada. *Journal of Wildlife Diseases*, 40 (2): 163-172. http://dx.doi.org/10.7589/0090-3558-40.2.163

Zhao, Q.H.; De Laender, F.; Van den Brink, P.J., 2020. Community composition modifies direct and indirect effects of pesticides in freshwater food webs. *Science of the Total Environment*, 739: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139531

Chapitre 13

Impacts des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques

Auteurs : **Nicola Gallai** (coordinateur), **Alexandra Langlais-Hesse**, **Rémi Mongruel**, **Dominique Munaron**, **Sergi Sabater**

Documentaliste : Morgane Le Gall

Pilote référent : Wilfried Sanchez

Sommaire

1. Introduction 873

2. Le rôle des services écosystémiques pour notre société 873

2.1. La notion de services écosystémiques et son maniement 873
2.1.1. Une brève histoire de la notion de services écosystémiques 873
2.1.2. Pluralisme des valeurs associées aux services écosystémiques 877
2.1.3. Services écosystémiques et agro-écosystèmes 879

2.2. Caractériser l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques 880
2.2.1. Définir la notion d'impact sur les services écosystémiques 880
2.2.2. Caractérisation des impacts : perspectives et référentiels 881
2.2.3. Pourquoi et pour qui mesurer l'impact des PPP sur les services écosystémiques ? 882

2.3. Problématisation 883

2.4. La recherche de ressources bibliographiques 884
2.4.1. Les mots clés utilisés 884
2.4.2. Le processus de sélection 884
2.4.3. Le corpus bibliographique final 885

3. Évaluations biophysiques des impacts des PPP sur les SE 890

3.1. Les évaluations biophysiques mono-service écosystémique 890
3.1.1. Mono-service - mono indicateur 890
3.1.2. Mono-service - pluri-indicateurs 893

3.2. Les évaluations biophysiques pluri-services écosystémiques 894
3.2.1. Pluri-services - pluri-indicateurs 895
3.2.2. Pluri-service - mono-indicateur 898
3.3. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes 899

4. Évaluations économiques des impacts des PPP sur les SE 901
4.1. Valeurs d'usage marchandes 901
4.1.1. Évaluations prenant en compte l'offre et la fonction de production 901
4.1.2. Évaluations se concentrant sur la demande et les besoins des consommateurs 907
4.2. Valeurs d'usage non marchande 908
4.3. L'analyse coût-bénéfice 909
4.4. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes 910

5. Dimensions sociales des impacts des PPP sur les SE 912
5.1. La place de la dimension sociale dans l'appui aux politiques publiques 913
5.1.1. Une meilleure formulation des politiques publiques à l'égard de la multiplicité des enjeux relatifs aux produits phytopharmaceutiques 913
5.1.2. Connaissance des risques liés aux impacts des PPP par les acteurs sociaux 914
5.2. Évaluations socioculturelles 916
5.2.1. Le marquage culturel des modes de consommation des PPP comme des solutions préconisées 916
5.2.2. Le groupe et l'identité sociale d'un groupe comme facteur de changement 918
5.3. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes 918

6. Réflexions transversales sur l'analyse bibliographique relative à l'impact des PPP sur les SE 919
6.1. Rareté des articles sur le lien PPP et services écosystémiques 919
6.2. La nécessité de réaliser des approches intégrées de l'évaluation des impacts sur les SE 921
6.3. Complexité de l'évaluation des SE 921
6.4. Appropriation sociale de la notion de services écosystémiques 923

7. Conclusions 924
Des services de pollinisation et de luttes biologiques très impactés par les PPP 924
Un manque d'études sur les autres services de régulation et les services culturels 925
Une approche des PPP très large et peu (ou pas assez) détaillée pour être suffisament pertinente ? 926
La valeur des impacts des PPP sur les SE revêt des formes multiples 927

Références bibliographiques 929

1. Introduction

Les PPP sont des intrants à la production agricole développés pour protéger les cultures contre les ravageurs ou des plantes envahissantes et stabiliser les rendements agricoles. De 1958 aux années 1990, les politiques agricoles européennes et nationales favorisent grandement leurs utilisations. Par la suite, l'engouement autour de ces produits s'est réduit notamment depuis la conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement de Rio en 1992, à l'occasion de laquelle a été adoptée la Convention internationale sur la protection de la diversité biologique. La raison en est que ces produits sont susceptibles d'avoir des effets néfastes sur l'environnement naturel ne permettant pas un développement durable. En effet, ils sont responsables de la dégradation de nombreux écosystèmes terrestres (naturels comme anthropisés : terres agricoles) et aquatiques (eaux douces, souterraines, superficielles et eaux marines), réduisant les bénéfices que l'on retire de ces écosystèmes, c'est-à-dire les services écosystémiques.

Ces dégradations peuvent impacter le bien-être social entendu largement lorsque ces produits chimiques contaminent les différents compartiments de l'environnement, par exemple s'infiltrent dans les sols dégradant la qualité des eaux naturelles ou de boisson, impactant la biodiversité, ou lorsqu'ils tuent les abeilles impliquées dans la pollinisation des vergers de pommes, dégradant indirectement les productions elles-mêmes.

Ce chapitre s'intéresse à l'impact des PPP sur les services écosystémiques. Plus précisément, il a pour but de faire une analyse de la littérature sur l'évaluation de ces impacts. Le terme « impact » désigne ici les conséquences des PPP sur le bien-être humain : l'impact se mesure donc en termes de modification des services écosystémiques tels que la fourniture de ressources, la qualité de l'eau et de l'air, la fertilité des sols, ou encore la contribution des écosystèmes à la santé physique et mentale et à la cohésion sociale. Parmi les nombreux processus écologiques et processus sociaux en interaction qu'affectent les PPP, les impacts étudiés dans ce chapitre se focalisent sur la relation entre service écosystémique « final » et bénéfices sociaux. Ils se mesurent à travers le prisme de trois indicateurs qui estiment des valeurs biophysiques, économiques et sociales.

La partie suivante traitera du rôle des services écosystémiques pour notre société, la notion d'impact et celle de valeurs. Les parties 3, 4 et 5 analyseront la littérature, sur respectivement, les valeurs biophysiques, économiques et sociales. La partie 6 fera un point particulier sur les dimensions transversales aux trois valeurs. La septième partie sera une conclusion du chapitre.

2. Le rôle des services écosystémiques pour notre société

Cette partie est consacrée au cadrage scientifique. Elle explique les notions de services écosystémiques, d'impact et de valeurs que nous utilisons dans notre analyse. Elle se conclut sur la méthodologie utilisée pour la sélection du corpus bibliographique.

2.1. La notion de services écosystémiques et son maniement

2.1.1. Une brève histoire de la notion de services écosystémiques

Si l'idée que la nature rend à l'Homme de multiples services est très ancienne, la conception moderne de l'approche par les services écosystémiques est liée à la remobilisation de cette idée dans le contexte très particulier de la grande crise environnementale qui a commencé à préoccuper le monde entier à partir des années 1960. La première mention « moderne » de la notion de services (il est alors question de services environnementaux : « environment services ») figure dans une étude du MIT destinée aux citoyens et aux décideurs, la « *Study on Critical Environmental Problems* » (SCEP (Study of Critical Environmental Problems), 1970). La liste de services

adoptée par la SCEP (1970) est la suivante : « pest control, insect pollination, fisheries, climate regulation, soil retention, flood control, soil formation, cycling of matter, composition of the atmosphere ». Les services d'approvisionnement alimentaire ne sont considérés que lorsque les biens sont produits sans intervention de l'Homme, c'est pourquoi les pêcheries sont mentionnées, mais pas les produits agricoles, tandis que les services culturels n'apparaissent pas.

L'objectif opérationnel de la SCEP était de permettre de juger du caractère préoccupant ou non des pertes de services environnementaux au regard des impacts de ces pertes pour les sociétés humaines. L'approche adoptée était donc empreinte de la tournure d'esprit d'une époque qui commençait à peine à s'interroger sur le développement durable, et n'avait pas encore formalisé la différence entre la conception forte de la durabilité, qui impose la préservation d'un capital naturel critique, et la durabilité dite « faible ». La durabilité faible consiste simplement à maintenir à travers le temps un stock de capital total, considérant que toutes les actions de l'Homme sont réversibles, y compris en ce qui concerne leurs impacts sur l'environnement et les écosystèmes, et que grâce au progrès technique l'Homme pourra toujours trouver des substituts aux éléments du capital naturel éventuellement perdus ou détruits. Mais durant toutes les années 1970, les économistes, et en particulier ceux qui allaient plus tard fonder le mouvement de l'écologie économique, se sont mis à questionner la manière dont étaient conçues jusqu'à présent les relations Homme-Nature dans les théories du développement, et ont commencé à promouvoir une vision plus systémique, permettant notamment de prendre en compte les « limites de la planète » (Méral, 2012). Dans le même temps, des biologistes désireux de rendre utiles leurs observations relatives aux menaces pesant sur les écosystèmes et la biodiversité avaient fini par fonder un mouvement à l'interface entre recherche et action, le mouvement de la "biologie de la conservation".

C'est sous les auspices des travaux de cette nouvelle mouvance que l'approche par les services écosystémiques va connaître son ancrage définitif dans la conception forte de la durabilité. Dès 1983, un article de synthèse affirme que, depuis la prise de conscience de la crise environnementale globale, les tentatives de trouver des substituts aux espèces et services écosystémiques disparus « tendent à se solder par de coûteux échecs sur le long terme » (Ehrlich et Mooney, 1983). À partir de cette date, et grâce notamment à l'activisme de personnalités fédérées autour d'un des auteurs de cet article, Harold Mooney, activisme qui allait finir par aboutir à la réalisation du Millennium Ecosystem Assessment (MEA) sous l'égide de l'ONU, l'approche par les services écosystémiques a été définitivement réorientée vers la production d'arguments permettant de justifier la nécessité de conserver les écosystèmes et la biodiversité (Mongruel *et al.*, (2016)). Cette séquence historique s'est d'ailleurs conclue par la création de l'IPBES (Intergovernmental Platform on Biodiversity and Ecosystem Services), institution construite sur le modèle du GIEC et visant à structurer la production de l'expertise scientifique internationale en appui aux politiques de conservation de la biodiversité.

Les services écosystémiques correspondent aux avantages retirés par la société de son utilisation des fonctions écologiques des écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les fonctions écologiques correspondent quant à eux aux processus et propriétés qui résultent des interactions entre les organismes et entre les organismes et leur environnement au sein d'un ou plusieurs écosystèmes (Martinez, 1996). Le concept de service écosystémique souligne également les dangers que représente la disparition de la biodiversité, car elle affecte directement les fonctions écologiques qui sous-tendent des services essentiels au bien-être humain Gómez-Baggethun *et al.* (2010). Le MEA a produit et fait reconnaître le cadre d'analyse des services écosystémiques qui les répartit en plusieurs catégories : les services d'approvisionnement, les services de maintien et de régulation (initialement séparés et deux catégories distinctes) et les services culturels. Mais parce que ses contributeurs étaient majoritairement issus du mouvement de la biologie de la conservation, il a aussi contribué à éloigner cette approche de son ancrage originel dans la théorie des systèmes complexes en refusant au départ de considérer la notion de « dis-services » (Loreau, 2016), pourtant essentielle lorsqu'il s'agit de considérer les raisons pour lesquelles l'Homme aménage la Nature et produit donc des écosystèmes modifiés, par exemple lorsqu'il cherche à maximiser les services d'approvisionnement qu'elle lui fournit.

La dernière grande étape de l'histoire de l'approche par les services écosystémiques sera la synthèse des connaissances des sciences sociales, et notamment des sciences économiques, sur le sujet réalisée dans le cadre d'une autre grande expertise internationale, « *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* » (TEEB, 2010).

L'approche du TEEB se voudra également très opérationnelle. Elle proposera tout d'abord un cadre d'analyse des relations entre les composantes du socio-écosystème que constituent humains et nature en interaction (Figure 13-1). Les services écosystémiques apparaissent alors à l'interface de la sphère naturelle et de la sphère sociale, entre lesquelles circule une "cascade". La cascade part des structures et processus biophysiques, lesquels rendent possibles les fonctions écologiques. Les fonctions écologiques permettent la fourniture ou le maintien de services écosystémiques. Enfin, les services écosystémiques procurent des bénéfices aux sociétés humaines, auxquels il est possible d'attribuer une valeur, notamment économique, en fonction de leurs contributions au bien-être humain. Bien sûr ces définitions des services écosystémiques ne sont pas exclusives, il existe bien d'autres approches comme celle apportée par les juristes (Encadré 13-1).

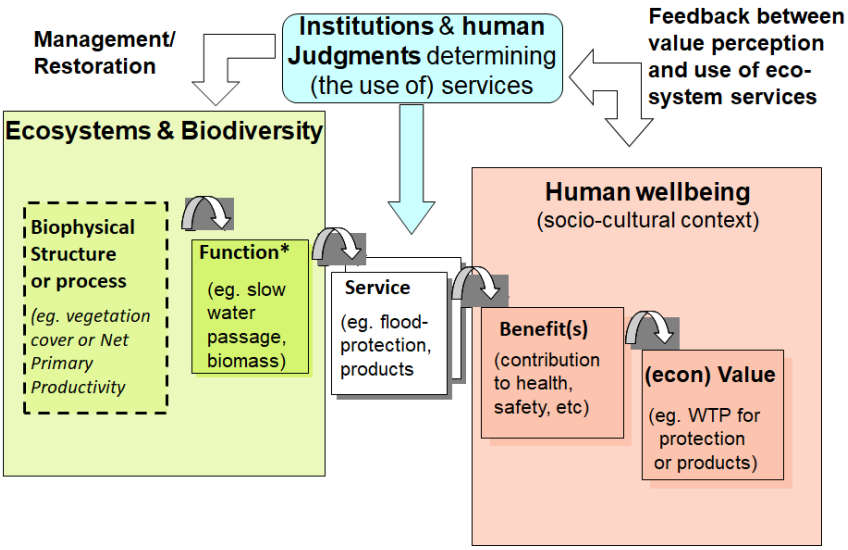


Figure 13-1. Le cadre logique du TEEB sur la relation entre écosystèmes, services écosystémiques et bénéfices sociaux (TEEB, 2010).

Encadré 13-1. Encadré sur la définition juridique des services écosystémiques

- **Définition juridique des services en droit de l'Union européenne : un avant et un après- MEA**

Les services peuvent être définis par plusieurs définitions différentes. Elles visent à répondre aux objectifs de textes juridiques différents et peuvent donc coexister.

Peu avant le rapport de synthèse du MEA en 2005 (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), la directive 2004/35 du 21 avril 2004 (Union européenne, 2004) sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux (JOUE n°L 143 du 30.04.2004) a défini les services comme étant « les fonctions assurées par une ressource naturelle au bénéfice d'une autre ressource naturelle ou du public » (art. 2.13).

Cette définition apparaît plus extensive que celle retenue par le MEA. Cela se traduit par le fait qu'elle touche non seulement les services rendus pour nos sociétés l'homme (référence faite au public), mais également ceux rendus aux écosystèmes (référence faite à une autre ressource naturelle).

Après la médiatisation du MEA, le règlement 1143/2014 du 22 octobre 2014 (Union européenne, 2014) relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes (JOUE n°L 317 du 4 novembre 2014) fait usage non plus seulement de la notion de service, mais celle de service

écosystémique dans des termes similaires à ceux du MEA. L'article 3-6 de la directive les définit quant à elle comme « les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain ».

- **Définition juridique des services écosystémiques dans le droit français**

Dans le cadre du droit français, la notion de services écosystémiques s'est également largement imposée. En particulier, selon l'article L. 110-1- I du code de l'environnement, « Les espaces, ressources et milieux naturels terrestres et marins, les sites, les paysages diurnes et nocturnes, la qualité de l'air, les êtres vivants et la biodiversité font partie du patrimoine commun de la nation. Ce patrimoine génère des services écosystémiques et des valeurs d'usage ». Quant à l'article L. 110-1- II du code de l'environnement, il précise que « la sauvegarde des services fournis (par la biodiversité) est considérée comme étant d'intérêt général ». De même, selon l'article L. 110-1-I-2° du code de l'environnement : « Le principe d'action préventive et de correction par priorité à la source, des atteintes à l'environnement, en utilisant les meilleures technologies disponibles à un coût économiquement acceptable implique d'éviter les atteintes à la biodiversité et aux services qu'elle fournit ». L'introduction de la notion de services écosystémiques dans le droit s'annonce, dès lors, comme un potentiel de protection juridique supplémentaire de la biodiversité[1] (Fevre, 2016) avec un risque non négligeable d'évincement de la protection de la biodiversité et donc de renforcement d'une protection juridique anthropocentrée (Doussan, 2009 ; Dempsey et Robertson, 2012 ; Hervé-Fournereau et Langlais, 2013 ; Maris, 2014). Cependant, force est de constater que la plus-value juridique (Langlais, 2020) de cette introduction tarde à s'exprimer pleinement[2]. Par ailleurs, si la loi du n°2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages (JO du 9 août) leur offre une place appuyée dans l'architecture du droit de l'environnement, aucune définition ne leur a été attribuée. De plus, sans être plus définie, à la notion de service écosystémique, s'est adjointe celle de service environnemental. L'introduction de cette dernière notion n'est pas anodine dans la mesure où elle est l'une des composantes clés de l'un des principes du droit de l'environnement, le principe de complémentarité entre l'agriculture et l'environnement mentionné à l'article L. 110-II-8 du code de l'environnement[3] (Doussan, 2017 ; Langlais, 2018). Sans explicitement envisager l'hypothèse d'un paiement pour les services rendus par l'activité agricole, il est évident que l'introduction de la notion de services environnementaux coïncide avec l'émergence de celle des paiements pour services environnementaux (Laurans *et al.*, 2011). Si les travaux de plusieurs chercheurs, économistes pour la plupart, révèlent que la notion de services écosystémiques et celle de services environnementaux, plus généralement comprise dans celle de paiements pour services environnementaux, ont des racines différentes (Méral, 2010 ; Bonin et Antona, 2012; Pesche *et al.*, 2013), elles tendent à se combler aujourd'hui. Les paiements pour services environnementaux, sans être exempts de critique, tendent à s'inscrire comme des outils au service de la protection des services écosystémiques (Les Cahiers de BIODIV'2050 et Mission Économie de la Biodiversité, 2014 ; Langlais, 2017). De cette rencontre entre les services écosystémiques et environnementaux, l'agriculture en est un terrain privilégié, notamment sous l'angle juridique (Langlais, 2019).

[1] En effet, au sein des textes juridiques, les services écosystémiques sont largement considérés au moment de leur perte et donc lors d'une détérioration des écosystèmes. Par exemple, c'est dans le cadre de prévention et de réparation des dommages environnementaux que la notion de services est abordée (directive européenne du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale). C'est également comme un élément de définition de la pollution du milieu marin que la notion de service a été abordée (directive cadre « stratégie pour le milieu marin » du 17 juin 2008).

[2] International Court of Justice (2018) ICJ, 2 february 2018, Certain Activities Carried Out by Nicaragua in the Border Area (Costa Rica v. Nicaragua), www.icj-cij.org : la Cour internationale de justice, dans une affaire opposant le Nicaragua et le Costa Rica, a pour la première fois décider d'allouer une réparation pour la dégradation des biens et services rendus par la nature, en sus des frais de restauration de la nature abîmée. La Cour a toutefois refusé d'opter pour la méthode dite « des services écosystémiques » comme méthode d'évaluation des dommages environnementaux de cette affaire. En d'autres termes, elle a pris en compte l'atteinte aux services dans le calcul de son indemnisation mais non l'évaluation monétaire des services écosystémiques *stricto sensu*.

[3] « Le principe de complémentarité entre l'environnement, l'agriculture, l'aquaculture et la gestion durable des forêts, selon lequel les surfaces agricoles, aquacoles et forestières sont porteuses d'une biodiversité spécifique et variée et les activités agricoles, aquacoles et forestières peuvent être vecteurs d'interactions écosystémiques garantissant, d'une part, la préservation des continuités écologiques et, d'autre part, des services environnementaux qui utilisent les fonctions écologiques d'un écosystème pour restaurer, maintenir ou créer de la biodiversité ».

En fonction de la perception que la société a de cette contribution des services écosystémiques au bien-être, mais aussi de la durabilité de l'usage qu'il en fait, des changements institutionnels peuvent alors se produire, soit pour modifier le mode d'utilisation des services écosystémiques, soit directement pour restaurer ou protéger les écosystèmes. Le TEEB préconise en pratique une démarche en trois étapes : 1) identifier et caractériser les services écosystémiques et évaluer la capacité des écosystèmes à les fournir ; 2) évaluer les services écosystémiques d'abord en unités biophysiques puis en unités monétaires et 3) « capturer » les valeurs des services dans les institutions, c'est-à-dire utiliser ces valeurs pour mettre en place de nouveaux instruments de gestion.

Cependant la faisabilité des évaluations monétaires pour tous les services et dans toutes les situations fait débat, jusque dans les travaux du TEEB qui consacrent aux limites de l'évaluation monétaire un chapitre entier (chapitre 5). Fondamentalement, il existe une « frontière de monétarisation », qui tient au fait que plus un écosystème ou un service est dégradé et proche des seuils critiques, plus sa valeur s'élève jusqu'à se mettre à tendre vers l'infini. On parle alors de « valeur infra-marginale » : en effet, dans ces situations aux limites, les changements qui résulteraient du fait de disposer d'un peu plus ou d'un peu moins de capital naturel, ne sont plus « marginaux », mais radicaux, et c'est pourquoi il n'est plus possible d'avoir recours aux évaluations monétaires pour faire des arbitrages entre conservation ou utilisation de l'écosystème très dégradé, ou entre différents niveaux possibles d'un service sur le point de s'effondrer. Ces limites des évaluations monétaires des services écosystémiques sont à rapprocher de l'ancrage de cette notion dans la conception forte de la durabilité qui établit un impératif de conservation du « capital naturel critique », lequel fournit des services qui n'ont pas de substituts et sont donc « incommensurables ».

2.1.2. Pluralisme des valeurs associées aux services écosystémiques

L'impact des pressions anthropiques, par exemple l'utilisation des produits phytopharmaceutiques en agriculture, sur les services écosystémiques se mesure par l'effet de l'augmentation (diminution) de cette pression sur la perte (l'amélioration) de bien-être dû à la dégradation (amélioration) du service écosystémique associé. Cela mesure donc une valeur marginale, car elle correspond à une variation d'une unité de la disponibilité du service, dite instrumentale, car elle influence le bien-être humain. En opposition à cette valeur instrumentale, il y a la valeur intrinsèque qui est une valeur morale ou éthique qui appartient à tout organisme vivant (Davidson, 2013). Par définition, cette valeur est incommensurable puisqu'elle se réfère à la valeur de la vie humaine, animale ou végétale.

Les valeurs instrumentales sont les valeurs mesurant directement ou indirectement l'impact de la production ou du bénéfice des SE sur le bien-être. Dans ce chapitre, nous retenons trois catégories de valeurs instrumentales : socioculturelles, biologiques et économiques. Les valeurs socioculturelles sont des valeurs immatérielles comme les valeurs esthétiques, artistiques, éducatives, spirituelles et scientifiques (Costanza *et al.*, 1997). Chan *et al.* (2012) les ont définies comme la contribution de l'écosystème aux avantages non matériels qui découlent de la relation entre nos sociétés et les écosystèmes. Les valeurs biophysiques sont la mesure de la relation causale qui participe au fonctionnement d'un écosystème, mais qui n'est pas utilisée directement pour notre bien-être (De Groot *et al.*, 2010 ; Farnsworth *et al.*, 2015). Elles sont également la mesure ou les indicateurs de la contribution directe du bénéfice des écosystèmes au bien-être. La valeur économique est la valeur donnée à l'utilité marginale (le bénéfice supplémentaire) apportée par l'utilisation ou la production d'un service écosystémique. Les différents bénéfices sont classés en valeur d'usage (y compris l'usage direct tel que l'utilisation des ressources, les loisirs, et l'usage indirect provenant des services de régulation) et en valeur de non-usage, par exemple la valeur que les gens accordent à la protection de la nature pour un usage futur (valeurs d'option) ou pour des raisons éthiques (valeurs de legs et d'existence ; (De Groot *et al.*, 2010)). L'agrégation des valeurs économiques est appelée la VET (valeur économique totale ; (Pascual *et al.*, 2010)).

La complexité des valeurs associées à un SE est explicitée dans la Figure 13-2. Outre la valeur instrumentale mise en évidence par l'analyse économique, le SE a une valeur intrinsèque. Suivant Davidson (2013), cette valeur correspond au bénéfice de la production du SE qui profitera exclusivement à l'écosystème ou à la nature en

général. Cette valeur peut être assimilée à une valeur biologique qui mesurerait la rétroaction des SE sur l'écosystème ou la nature sans aucune vision anthropocentrique. La valeur socioculturelle pourrait également valoriser ces bénéfices purement écologiques à travers l'expérience que les personnes ont de ces phénomènes. C'est principalement le cas pour les populations autochtones locales qui vivent dans et avec la nature (Diaz *et al.*, 2015). Cependant, la valeur intrinsèque ne peut pas avoir d'impact direct sur les différentes parties prenantes puisque ces valeurs ne sont pas "évidentes" par elles-mêmes (elles ne sont pas anthropocentrées).

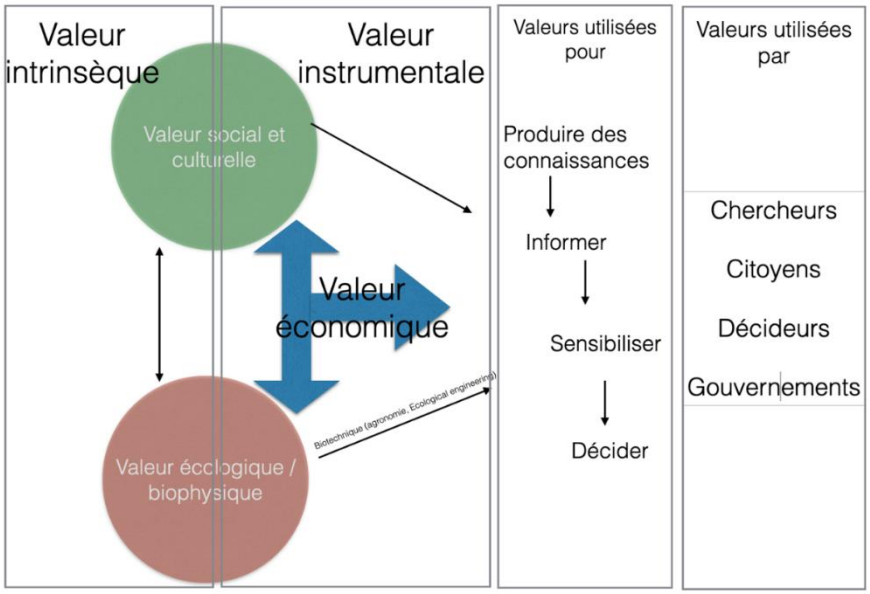


Figure 13-2. Relations entre les valeurs des écosystèmes, des services écosystémiques et de leurs utilisations.

Les valeurs biophysiques et socioculturelles peuvent fournir de nombreux indicateurs ou mesures de la relation entre les SE et les bénéfices pour notre société. Ces valeurs peuvent être transformées en connaissances et partagées avec la société. Elles peuvent également être intégrées dans l'évaluation économique par le biais de certaines composantes de la VET.

A. Valeurs biophysiques et économiques

Les valeurs biophysiques peuvent être intégrées dans l'évaluation économique par l'utilisation de modèles plus ou moins complexes. Ces modèles sont appelés modèles bioéconomiques. Ils combinent des modèles biologiques qui expliquent le fonctionnement des écosystèmes et comment cet écosystème et les SE interagissent avec la fonction de production des agents. Par exemple, Sanchirico et Wilen (2001) ont utilisé un modèle dynamique et spatial d'exploitation des ressources renouvelables pour étudier les effets de la création de réserves marines. Leur modèle bioéconomique est utilisé pour simuler les effets de la création de réserves sous diverses structures écologiques. Ces modèles mesurent l'impact de la variation des SE sur le bien-être social de manière totale (la somme du surplus du consommateur et du surplus du producteur) ou partielle (soit le surplus du consommateur, soit le surplus du producteur, c'est-à-dire le profit du producteur), ou sur la valeur brute des SE. On peut trouver des exemples dans Costanza *et al.* (1997).

B. Valeurs socioculturelles et économiques

Selon Scholte *et al*. (2015), la valeur socioculturelle est l'importance que les personnes, en tant qu'individus ou groupes, accordent aux SE. Les avantages des SE mesurés peuvent être matériels ou immatériels. En économie, ces bénéfices peuvent être mesurés par le prix du marché d'un bien, qui représente, en théorie, l'équilibre entre l'utilité marginale des consommateurs de consommer une certaine quantité d'un bien et le coût marginal de sa

production. Cependant, tous les avantages de la nature ne sont pas commercialisés. Les économistes utilisent donc l'approche des préférences déclarées qui mesure le consentement à payer (CAP) pour l'amélioration ou la dégradation du bénéfice du SE. Ce prix représente la valeur de l'utilité marginale perdue ou gagnée après la variation du SE. La valeur sociale et culturelle des SE serait l'agrégation de ces CAP. Cependant, cette approche mesure principalement la valeur de la préférence (individuelle) et ne tient pas compte de la valeur des normes sociales qui pourraient avoir un impact significatif sur la mesure du CAP donné par les individus. En effet, la valeur du CAP pour préserver une espèce d'oiseaux par une personne intégrera la préférence individuelle de cette personne pour l'oiseau, mais aussi la norme sociale disant que "nous avons un devoir moral ou non de préserver cet oiseau". Cela aura un impact fort sur le CAP qui, finalement, ne représente pas seulement la préférence individuelle de la personne. Pour éviter ce biais, l'évaluation monétaire délibérative peut être utilisée (Spash, 2007; Lo et Spash, 2013). La méthode consiste à demander à un petit groupe de délibérer sur la valeur du CAP pour les SE (pour plus de détails sur la valeur, voir également (Wilson et Howarth, 2002; Howarth et Wilson, 2006 ; Spash et Vatn, 2006).

C. La valeur économique est un vecteur central du lien entre la Nature et les parties prenantes, mais pas le seul.

Ainsi, la valeur économique n'est pas directement liée à la nature du service écosystémique comme les valeurs socioculturelles et biologiques. Les valeurs économiques sont en pratique utilisées pour réaliser des comparaisons et des arbitrages, lesquels s'effectuent plus aisément lorsque l'on dispose d'une unité commune : c'est pourquoi les valeurs économiques sont très souvent réduites et assimilées à la seule valeur monétaire. La question qui se pose est de savoir quelle valeur les parties prenantes devraient utiliser. Comme le montre la Figure 13-2, toutes les valeurs fournissent des connaissances ou des informations aux parties prenantes. Cependant, la valeur monétaire pourrait limiter certains biais, même si elle ne peut pas être utilisée dans toutes les situations.

Tout d'abord, la multiplicité des valeurs (biologiques, sociales et économiques) pourrait rendre difficile la prise de décision ; en particulier lorsque les valeurs sont redondantes. La valeur économique pourrait limiter la redondance des valeurs et donner plus de clarté à l'ensemble des indicateurs, des mesures et des connaissances nécessaires pour prendre des décisions. Deuxièmement, la valeur économique, lorsqu'elle est transformée en valeur monétaire, devient un indicateur unidimensionnel qui peut rassembler beaucoup d'informations. Enfin, l'unicité de l'unité de mesure permettrait de comparer les différents avantages des SE pour la société.

2.1.3. Services écosystémiques et agro-écosystèmes

Des travaux visent à mieux caractériser le rôle des services écosystémiques dans les agroécosystèmes (Kazemi *et al.*, 2018). Certaines précautions sont toutefois à mentionner concernant le rôle central accordé ici aux services écosystémiques. Sans s'étendre sur les controverses entourant la notion de services écosystémiques, en particulier celles relatives à son caractère anthropocentré et utilitariste, il convient de préciser que cette évaluation s'avère additionnelle aux autres évaluations et donc non exclusive. Cette précaution méthodologique est importante au regard des attentes exprimées à l'égard des services écosystémiques, mais également en considérant les difficultés à identifier, caractériser les services écosystémiques eux-mêmes. À cet effet, Holland *et al.* (2017) mettent en évidence, à propos du rôle que jouent les habitats semi-naturels dans la fourniture de services écosystémiques, que la manière dont les études ont été menées varie considérablement d'une étude à l'autre. À titre d'exemple, l'article relève que pour la pollinisation, un service écosystémique relativement simple à mesurer, 62 paramètres uniques ont été utilisés dans 121 publications (Liss *et al.*, 2013). Une telle variation rend les comparaisons difficiles entre les publications et peut conduire à des divergences dans l'interprétation des résultats et des recommandations. Cette disparité comporte des conséquences sur l'objet de l'actuelle analyse : l'évaluation de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques.

D'autres études se concentrent sur une approche critique de l'évaluation monétaire associée aux services écosystémiques (Kronenberg, 2015) et des risques associés à cette évaluation monétaire. À ce titre, les auteurs

s'appuient sur l'exemple du statut économique des oiseaux en s'attachant notamment aux services de lutte contre les parasites rendus par ces derniers et donc de leur utilité dans l'agriculture. Ce statut et donc le raisonnement économique a permis d'assurer une protection aux oiseaux menacés par un certain nombre d'activités humaines (comme le commerce des plumes et les lois sur les primes encourageant les gens à tuer les oiseaux). La valeur économique des oiseaux a été estimée en utilisant une méthode de coût des dommages évités. Sur la base d'une analyse du contenu de l'estomac des oiseaux, ils ont déterminé le montant des dommages que les oiseaux ont évité (ou causé). La prédominance de cette valeur économique est source de difficultés pour ces auteurs qui soulignent l'existence d'autres valeurs que celle-ci. Plus encore, ces mêmes auteurs, à travers l'exemple de la valeur économique accordée aux oiseaux, mentionnent le risque qu'il y a à accorder une importance excessive aux services écosystémiques au sens étroit comme argument pragmatique en faveur de la conservation. En effet, avec l'essor des PPP industriels dans les années 1930, les services de lutte contre les nuisibles fournis par les oiseaux ont été remplacés par les services du capital humain, qui s'est avéré moins cher et, surtout, beaucoup plus efficace, en première approche, pour fournir ces mêmes services. Cet exemple a permis aux auteurs de préciser qu'il est payant de protéger la nature. Cependant, il ne faut pas en conclure que nous dépendons des biens et services des écosystèmes et que, dans de nombreuses circonstances, les processus naturels fournissent des substituts économiquement viables aux biens et services créés par l'Homme ; nous devons plutôt percevoir l'environnement de manière plus globale. En fin de compte, nous ne dépendons pas de services individuels (une perspective qui réduit drastiquement "l'équivalence fonctionnelle" d'un service écosystémique considéré) ni même de faisceaux de services, mais plutôt de l'environnement dans son ensemble. Les auteurs concluent qu'au lieu d'essayer de passer de la reconnaissance de la valeur à la démonstration de la valeur et seulement ensuite à sa capture, selon la démarche préconisée par le TEEB (voir paragraphe 2.1.1), nous pourrions plutôt sauter l'étape de la démonstration de la valeur, évitant ainsi tout recours à l'évaluation monétaire. Ainsi, d'une part, passer directement de la reconnaissance de la valeur à sa capture nous permettrait de fixer des priorités politiques à un niveau plus général et holistique plutôt que de diviser la nature en services abstraits, ce qui est requis par l'étape de démonstration de la valeur. D'autre part, se passer de l'évaluation monétaire, selon ces auteurs, évite de s'interroger sur l'hypothèse suivante : la protection d'un écosystème donné pour les services qu'il fournit sera-t-elle rentable si une alternative créée par l'Homme devient disponible ? En d'autres termes, si le service substitué est moins cher, qu'en est-il de la protection des services et donc de l'écosystème ?

2.2. Caractériser l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques

2.2.1. Définir la notion d'impact sur les services écosystémiques

La notion d'impact est centrale pour rendre compte de la complexité des interactions entre l'Homme et la Nature, notamment dans un contexte où les dégradations de l'environnement appellent des réponses qui elles-mêmes demandent une collaboration accrue entre sciences de la nature et sciences de la société. C'est pour favoriser ce dialogue interdisciplinaire en appui aux politiques de protection de l'environnement qu'a été développé le cadre d'analyse Driver-Pressure-State-Impact-Response (DPSIR). Même s'il est désormais très utilisé pour comprendre, mesurer et surtout gérer les impacts, il a débuté comme un simple modèle de stress-réponse dans les années 1970. Puis, l'Organisation pour le développement économique et la coopération (OCDE) l'a adapté en tant que modèle Pressions-État-Réponse (PSR) (OECD, 1994), et l'Agence européenne pour l'environnement (EEA, 1995) a ajouté deux nouvelles composantes, les Forces motrices et l'Impact. Ces raffinements successifs visaient à clarifier les relations de cause à effet entre les systèmes humains et naturels, et à aider à évaluer les progrès vers le développement durable (Lewison *et al.*, 2016).

L'Agence Européenne de l'Environnement (EEA, 2003) définit chaque catégorie du cadre DPSIR comme suit. Les forces motrices décrivent les évolutions principalement démographiques et économiques des sociétés et les changements correspondants dans les styles de vie, les niveaux globaux de consommation et les modèles de production. Les indicateurs de pression décrivent l'évolution des rejets de substances polluantes (émissions), de

l'utilisation des ressources et de l'occupation des sols par les activités humaines. Les indicateurs d'état donnent une description de phénomènes physiques (tels que la température), biologiques (tels que les populations végétales ou animales) et chimiques (tels que les concentrations en molécules de synthèse) dans une certaine zone. Les changements d'état produisent des impacts sur la santé de l'écosystème, qui affectent sa capacité à fournir des ressources et à contribuer au bien-être humain. Enfin, les réponses sont les actions entreprises par la société (et les individus) pour prévenir, compenser, améliorer ou s'adapter aux changements de l'état de l'environnement afin d'éviter ou d'atténuer les impacts. Les liens de causalité commencent par les forces motrices, continuent par les pressions pour atteindre l'état de l'environnement et les impacts sur les fonctions de l'écosystème et le bien-être humain, tandis que les réponses peuvent s'appliquer à tous les maillons de la chaîne (EEA, 1999).

Manipulée dans un contexte d'expertise en appui aux décisions publiques, la notion d'impact a donné lieu à quelques confusions : bien que l'AEE souligne que la catégorie État concerne le système naturel, qui peut être altéré par les Pressions, les Impacts pourraient concerner aussi bien la santé des écosystèmes que le bien-être humain. Afin de rendre ces catégories plus exclusives, certains chercheurs ont recommandé que la catégorie Impact se réfère uniquement à l'impact sur le bien-être humain (Gari *et al.*, 2015). Néanmoins, les divergences de catégorisation ne peuvent être évitées, car elles dépendent de l'enjeu et de l'échelle de l'analyse : chaque activité humaine, comme l'agriculture ou l'urbanisation, peut être soit une Force motrice, soit une Pression, et les problèmes environnementaux comme la pollution chimique peuvent être vus soit comme un État, soit comme un Impact. En définitive, l'intérêt de ce cadre DPSIR est de placer la notion d'impact dans une perspective de structuration des problèmes environnementaux complexes, pour aider à définir le périmètre de l'analyse, construire des indicateurs de durabilité, ou encore évaluer les politiques publiques.

L'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques peut donc être conceptualisé de la manière suivante. L'utilisation de produits phytopharmaceutiques peut affecter le capital naturel en dégradant les fonctions écologiques qui sous-tendent certains services écosystémiques. Par conséquent, le bien-être social peut en être affecté. Ici la notion d'impact peut être comprise de différentes manières suivant le point de vue que l'on adopte (Maxim *et al.*, 2009). Ainsi en bioscience, l'impact peut désigner les effets sur les espèces vivantes et les compartiments non vivants des écosystèmes (aquatiques, terrestres et atmosphériques). Il se concentrera donc sur la composante du capital naturel. En sciences sociales, le terme impact désigne les conséquences des PPP sur le bien-être humain : l'impact se mesure donc en termes de modification des services écosystémiques tels que la fourniture de ressources, la qualité de l'eau et de l'air, la fertilité des sols, ou encore la contribution des écosystèmes à la santé physique et mentale et à la cohésion sociale. L'impact se focalise sur la relation entre la service écosystémique final et bénéfices sociaux. L'analyse présentée dans ce chapitre portera donc le regard des sciences sociales plutôt que celui des biosciences qui est pris en compte, incidemment, dans les chapitres précédents.

2.2.2. Caractérisation des impacts : perspectives et référentiels

L'impact n'est toutefois pas toujours explicitement axé sur les services écosystémiques, mais concerne plus généralement l'environnement, exigeant d'extrapoler l'impact des produits phytopharmaceutiques jusqu'aux services écosystémiques dans la littérature scientifique disponible. Cet impact peut être, par ailleurs, de nature différente et de source différente. En effet, l'impact peut être négatif dès lors que les produits phytopharmaceutiques portent atteinte à l'environnement et plus spécifiquement aux services écosystémiques. Dans ce cas, les propriétés intrinsèques des produits phytopharmaceutiques telles que leur toxicité, leur rémanence… permettent d'apprécier l'intensité de l'impact. Par exemple, des indicateurs de risque associés à l'utilisation des PPP ont pu être élaborés au fil du temps ; ces derniers visent à limiter le risque pour l'environnement et la santé humaine. Sans viser explicitement les services écosystémiques, mais des espèces pourvoyeuses de services écosystémiques, ces indicateurs de risque s'affinent de plus en plus. À titre d'exemple, un nouvel indicateur de risque lié aux PPP, la charge en PPP a été introduite au Danemark. Ce nouvel indicateur a remplacé l'indice de fréquence de traitement comme indicateur officiel du risque lié aux PPP. Il est basé sur la prise en compte et l'agrégation de 3 sous-indicateurs de risque, l'un qui est basé sur la protection de la santé humaine, le second sur celle de la santé de l'écosystème et enfin, le dernier sur un indicateur de risque lié au devenir environnemental des substances. C'est

un indicateur de risque relatif « intégré » associé à l'usage des pesticides. Outre l'utilisation de l'outil pour surveiller la tendance annuelle de l'utilisation et de la charge en PPP, cet indicateur a également été utilisé pour mettre en place un nouveau régime fiscal sur les PPP et pour fixer des objectifs quantitatifs de réduction. Les cartes produites à partir des données sur l'utilisation des PPP (que les agriculteurs sont dans l'obligation de fournir) ont révélé de fortes disparités concernant les sous-indicateurs liés aux effets écotoxicologiques (principalement sur les organismes aqueux et les abeilles) et liés au devenir environnemental (notamment en lien avec le potentiel de lixiviation des PPP utilisés) qui permettent d'identifier les « hot spot » de risque et donc d'envisager de prioriser les mesures de gestion (Kudsk *et al.*, 2018).

La relation entre les produits phytopharmaceutiques et les services écosystémiques peut également être pensée en termes d'impact évité. Cette approche invite à s'interroger sur les différentes alternatives à l'usage des produits phytopharmaceutiques. Ce champ s'avère particulièrement large puisqu'il englobe à la fois les processus de sélection des plantes permettant de diminuer l'usage de produits phytopharmaceutiques. Par exemple, il s'agit de sélectionner des plantes résistantes aux insectes nuisibles pour l'amélioration des cultures (Herve *et al.*, 2017). Peuvent également être concernés des produits phytopharmaceutiques d'un "genre nouveau" tel que des produits agrochimiques qui renforcent le système immunitaire (Iriti *et al.*, 2020) ou de biofertilisant (Iriti *et al.*, 2019). Peut être également compris l'ensemble des pratiques qui préservent la biodiversité pour lutter contre les ravageurs de culture. À titre d'exemple, il peut s'agir d'orchestrer la gestion de la biodiversité florale dans les vergers de pommiers, tels que des pratiques à court terme (régime de fauche et entretien des mauvaises herbes, cultures de couverture) (Herz *et al.*, 2019). Plus généralement, il s'agit donc de pratiques agricoles reposant sur des services écosystémiques (Holland *et al.*, 2017). Enfin, cet impact, bien qu'il puisse être dérangeant, peut être perçu comme positif. L'impact positif le plus fréquemment mentionné est la préservation du service d'approvisionnement. De façon moins évidente, les travaux de Hughes *et al.* (2011) tendent à démontrer que les effets positifs des produits phytopharmaceutiques sur les émissions des GES ainsi que sur la consommation de terres. Ces recherches s'inscrivent dans le cadre de plans publiés par le gouvernement britannique visant à réduire les émissions de gaz à effet de serre (GES) de l'agriculture britannique. Les auteurs ont chiffré que le traitement fongicide de l'orge britannique a réduit les émissions de GES de 42-60 kg d'éq.CO_2.t^{-1} (11-16%) pour l'orge d'hiver et de 29-39 kg d'éq.CO_2.t^{-1} (8-11%) pour l'orge de printemps. Si le traitement fongicide n'avait pas été appliqué, il aurait fallu, selon ces mêmes auteurs, 16% de terres cultivées supplémentaires pour maintenir la production britannique de blé, de colza et d'orge aux valeurs de la moyenne des quatre années 2005-2009. Néanmoins, il est important de noter que les auteurs focalisent leur attention sur les GES et ne prennent pas en compte les autres externalités environnementales.

2.2.3. Pourquoi et pour qui mesurer l'impact des PPP sur les services écosystémiques ?

Comment nous l'avons expliqué ci-dessus, l'analyse de l'impact des PPP sur les services écosystémiques se justifie par la nécessité de comprendre les conséquences des actions de l'Homme sur son propre bien-être afin de repérer des voies d'amélioration possibles, c'est-à-dire des "réponses" aux problèmes que soulèvent ces "impacts" et les éventuelles "pressions" qui en sont à l'origine. Aussi trouverons-nous dans la littérature sur le sujet, i) des articles qui s'intéressent aux pertes de SE induites par les PPP du point de vue de la relation Pression-Impact, mais aussi ii) des articles qui les analysent du point de vue de la relation Impact-Réponse. Dans tous les cas, il conviendra de noter que le contexte de toute étude sur le sujet est toujours celui d'une situation dans laquelle un certain nombre de choix ont été effectués par la société pour définir son mode d'interaction avec l'écosystème, ce qui la conduit à le ré-interroger pour en évaluer la durabilité ou plus simplement les impacts.

Ainsi, une société qui a recours aux PPP peut être vue comme une société qui a, au moins implicitement, choisi de chercher à maximiser les SE de production alimentaire en réduisant les impacts à court terme des espèces nuisibles sur ce service. Cet impact des nuisibles sur la production alimentaire est du point de vue de l'approche par les services écosystémiques un « dis-service » rendu par l'écosystème à l'Homme. Une première solution simple, de court terme, au problème de l'optimisation du bien-être social a donc consisté à réaliser un arbitrage entre le coût des efforts pour réduire le dis-service apporté par les espèces nuisibles et les bénéfices obtenus en termes de maximisation du SE de production alimentaire. Ce n'est qu'à plus long-terme que sont apparus les

impacts négatifs de l'utilisation des PPP sur d'autres services, notamment certains services de régulation utiles à l'agriculture, telle que la pollinisation ou la formation des sols, ou encore les services culturels dépendants de la qualité de l'environnement. Il a alors fallu concevoir des arbitrages plus complexes, considérant un équilibre entre non seulement la réduction du dis-service rendu par les nuisibles et la maximisation du SE de production alimentaire, mais aussi les impacts des méthodes de réduction des nuisibles sur d'autres SE, utiles ou non à l'agriculture. En pratique cet élargissement du champ couvert par les arbitrages a pu favoriser la réorientation vers les techniques de biocontrôle. Fondamentalement, considérer la relation entre un dis-service et non plus un seul service à maximiser, mais un bouquet de services, amène à poser la question des valeurs associées aux différents SE par l'ensemble des groupes sociaux concernés.

Les valeurs des SE sont utiles pour apporter des connaissances, informer, sensibiliser et aider à orienter les décisions (Maris *et al.*, 2016). Le rôle de la valeur peut être d'expliquer le fonctionnement écologique d'un écosystème par exemple le principe de la pollinisation, la diversité des insectes pollinisateurs et leur importance pour la production végétale et plus largement la reproduction des plantes. Dans ce cas, la valeur est un indicateur de la dynamique à l'intérieur d'un écosystème et explique comment cet écosystème peut fournir des services. Les indicateurs peuvent également être sociaux et culturels pour expliquer la relation entre la nature et les personnes. Ces connaissances essentiellement dévolues aux experts, ingénieurs ou chercheurs sont importantes à communiquer à un public plus large. Il s'agit d'un processus de partage des connaissances qui joue un rôle pédagogique qui peut être unidirectionnel lorsqu'il prend la forme d'un discours (par exemple) ou multidirectionnel lorsqu'il prend la forme d'une démarche participative. Ce processus peut dépasser ce rôle de transmission de connaissances et devenir un préalable à quelque chose de plus normatif lorsqu'il permet de sensibiliser à l'importance des SE. L'article de Costanza *et al.* (1997) dans *Nature*, abondamment cité malgré ses faiblesses conceptuelles, est un bon exemple de la manière dont la valeur peut sensibiliser à l'échelle mondiale. La dernière catégorie du rôle de la valeur est de guider les parties prenantes à tout niveau - privé / public ; de l'échelle locale à l'échelle mondiale - pour prendre des décisions. Plus précisément, les valeurs sont nécessaires lorsque les parties prenantes sont confrontées à un contexte complexe avec des compromis multiples. Par exemple, un gouvernement disposant d'un budget limité doit choisir entre des politiques de santé, de croissance économique ou de protection de l'environnement. Les compromis peuvent également se produire lorsque la fourniture d'un SE est réduite en raison de l'utilisation accrue d'un autre SE, ou lorsqu'une partie prenante s'approprie une plus grande partie d'un SE particulier au détriment des autres (Howe *et al.*, 2014).

Au regard de ces considérations, les acteurs concernés sont multiples. Diaz *et al.* (2015) les définissent comme la communauté scientifique, les gouvernements, les organisations internationales et la société civile à différents niveaux. Il est également important de tenir compte de leurs différents systèmes de connaissances (scientifiques, connaissances autochtones, locales et des praticiens). Les approches et les techniques d'évaluation doivent s'adapter au système de valeurs de toutes les parties prenantes impliquées afin de s'assurer que leurs préférences, leurs intérêts, leurs perceptions de la nature et leurs idées sur ce que serait l'héritage des générations futures soient pris en compte. En associant différents systèmes de valeurs à différentes approches et techniques d'évaluation, on peut obtenir une carte intégrée des avantages de la nature. Cela est ensuite nécessaire pour identifier comment les outils politiques peuvent minimiser les conflits de valeurs potentiels entre les parties prenantes et permet ainsi de prendre en compte les compromis entre une utilisation efficace des bénéfices de la nature et leur distribution équitable entre les parties prenantes.

2.3. Problématisation

La problématique adressée dans cette partie est "quels sont les impacts de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques ?" Ce que nous avons vu lors des parties 2.1 et 2.2, nous permet d'affiner notre questionnement. Premièrement, nous pouvons éliminer tout ce qui a trait au capital naturel c'est-à-dire ce qui concerne les valeurs des écosystèmes et des fonctions écologiques, ces valeurs étant adressées dans les chapitres précédents. Nous nous concentrerons sur l'impact des PPP sur les services écosystémiques dit

finaux c'est-à-dire ceux qui produisent des biens et services utiles pour la société. Notre questionnement consistera à rechercher quelles sont les valeurs biophysiques, socioculturelles et économiques de l'impact des PP sur les SE.

2.4. La recherche de ressources bibliographiques

Cette sous-partie résume les étapes de sélection des articles qui forment le corpus bibliographique sur l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques.

2.4.1. Les mots clés utilisés

Notre analyse repose principalement sur la littérature scientifique. Notre recherche de littérature porte sur trois thèmes de mots clés : les PPP, les services écosystémiques et les impacts.

La liste de PPP utilisée pour la recherche est une liste assez large permettant d'intégrer les mots génériques comme pesticides, herbicides et fongicides. Certains termes plus spécifiques ont été ajoutés comme des noms de molécules comme néonicotinoïde par exemple.

La liste des mots clés sur les services écosystémiques repose sur deux bases de données : celle du MEA (2005) (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) et celle de la CICES, qui a beaucoup évolué entre sa première ébauche en 2009 et la dernière révision de 2018, la première version réellement opérationnelle et la plus longtemps diffusée ayant été la version 4.3 de 2013 (Haines-Young et Potschin, 2018). Or les deux bases de données sont substituables, car la CICES semble être une évolution du cadre initial du MEA. La modification majeure entre ces deux bases de données est la requalification des services de support dans le MEA en fonctions écologiques dans la CICES. Le choix d'intégrer ces deux bases relève de l'échelle temporelle de l'ESCo qui est à cheval entre la description du MEA et de celle de la CICES. Il est donc possible que des articles parus avant la liste CICES, mais étant dans le cadre temporel de l'ESCo traitent des services écosystémiques en utilisant le cadre du MEA. La liste contient donc des mots clés génériques comme « Services de support, d'approvisionnement, culturel et de régulation ». Ensuite, le choix a été fait d'intégrer tous les groupes de SE en plus des simples SE afin de n'omettre aucun article[4].

La liste des impacts regroupe les mots clés identifiant l'impact des bénéfices sociaux de la dégradation des services écosystémiques. Ces impacts sont classés par impacts économiques, sociaux et juridiques et génériques. Les impacts génériques sont ceux intégrant, entre autres, les impacts biophysiques.

2.4.2. Le processus de sélection

La recherche des mots clés dans les articles peut se faire uniquement dans le titre et/ou dans le résumé et/ou dans les mots clés fournis par les auteurs et/ou dans le texte. La recherche des impacts et des PPP a été appliquée aux titres des articles, aux résumés et aux mots clés, alors que celle sur les SE a été appliquée uniquement aux titres et aux mots clés. En faisant cela, nous avons évité tous les articles qui ne traitent pas en profondeur la notion de SE.

La liste finale a ensuite été testée. Pour cela, nous nous sommes assurés de bien y retrouver des articles qui nous semblaient importants pour notre réflexion. Plus spécifiquement deux articles : Chagnon *et al*. (2015) et Liquete *et al.* (2013).

[4] La classification de la CICES est une classification hiérarchique à quatre niveaux, qui comprend les sections (ce sont les 3 grandes catégories de services), les divisions, les groupes et les classes, où l'on retrouve les services écosystémiques individualisés.

Ainsi la recherche de mots clés sur les PPP a donné 351 963 articles, celle sur les impacts a donné 1 293 955 articles et celle sur les SE a donné 1 118 267. La combinaison des trois recherches a sorti 873 articles portant sur l'impact des PPP sur les services écosystémiques.

La suite du processus de sélection a consisté à valider ou non les articles sur la base du résumé de chacun des 873 articles. À la fin de cette étape, nous avons gardé 237 articles qui ont été lus en profondeur. Après lecture, nous avons retenu 147 articles pour l'analyse. Quatre-vingt-dix articles ont été éliminés parce que finalement les impacts sur les SE n'étaient pas considérés ou les PPP n'étaient pas explicitement mentionnés comme vecteur de stress sur le ou les SE.

Il est important de noter que la notion de SE est large et, malgré notre sélection par mots clés assez détaillée, certains articles peuvent intégrer « la santé humaine ». Or, la santé humaine n'est pas l'objet de cette ESCo, elle n'est donc pas l'objet de notre d'analyse. Ainsi la santé humaine est considérée dans notre rapport comme un indicateur parmi d'autres, car elle peut-être un effet de production des SE parmi d'autres.

2.4.3. Le corpus bibliographique final

Dans cette sous-partie, nous faisons une brève analyse statistique descriptive de notre corpus. Notre premier constat est que cette question de l'impact des PPP sur les SE n'est pas beaucoup abordée dans la littérature scientifique. Néanmoins, elle semble prendre de l'importance. En effet, on peut voir sur la Figure 13-3 que le nombre de publications entre 2001 et 2019 a été multiplié par 10, passant de 2 à 23.

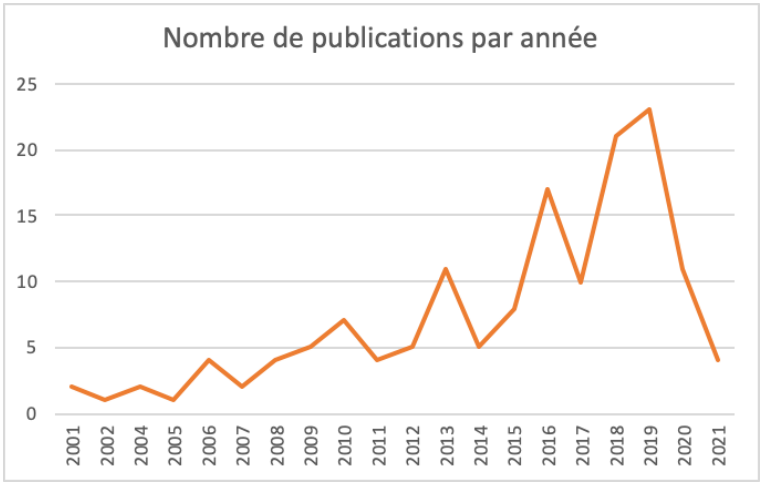


Figure 13-3. Nombre de publications par année depuis 2001
(à noter que seuls les trois premiers mois de l'année 2021 sont pris en compte)

Les articles de notre corpus proviennent de différentes revues que nous avons regroupées par champ disciplinaire. Nous n'avons noté que le champ disciplinaire de la revue qui semblait dominer, car généralement les revues publient des articles dans toutes les disciplines. Ainsi il n'est pas impossible de voir de l'économie dans des revues de biologie par exemple. Nous avons aussi décidé de faire la distinction entre les revues d'économie et celles des sciences sociales, bien que l'économie soit une science sociale, pour montrer la forte dominance des revues d'économie par rapport aux autres. Les revues en sciences sociales regroupent les revues de philosophie, sciences politiques, anthropologie, histoire et sociologie. Le groupe de revues pluridisciplinaires se distingue des revues généralistes comme celles en environnement par le fait qu'elle regroupe uniquement des actes de colloques et conférences.

La Figure 13-4 résume notre résultat. On observe ainsi que les articles proviennent principalement des revues généralistes sur l'environnement, suivies à égalité par les revues avec des dominances en économie, écologie et agronomie, puis juste derrière les revues en biologie. On constate aussi que très peu de revues en sciences sociales ont publié sur le sujet.

Nous avons aussi analysé la provenance de ces publications à l'échelle du monde que nous avons représentée sur la Figure 13-5. Ainsi l'impact des PPP sur les SE est étudié à travers le monde. Les États-Unis d'Amérique est le pays le plus représenté avec 29 publications sur le sujet suivi de loin par la France (11), la Chine (8), l'Espagne (7) et l'Australie (7). On peut aussi observer la répartition continentale des études. Par exemple, les évaluations en Afrique sont principalement effectuées en Afrique du Sud et, en Asie, elles se concentrent dans les pays du sud-est.

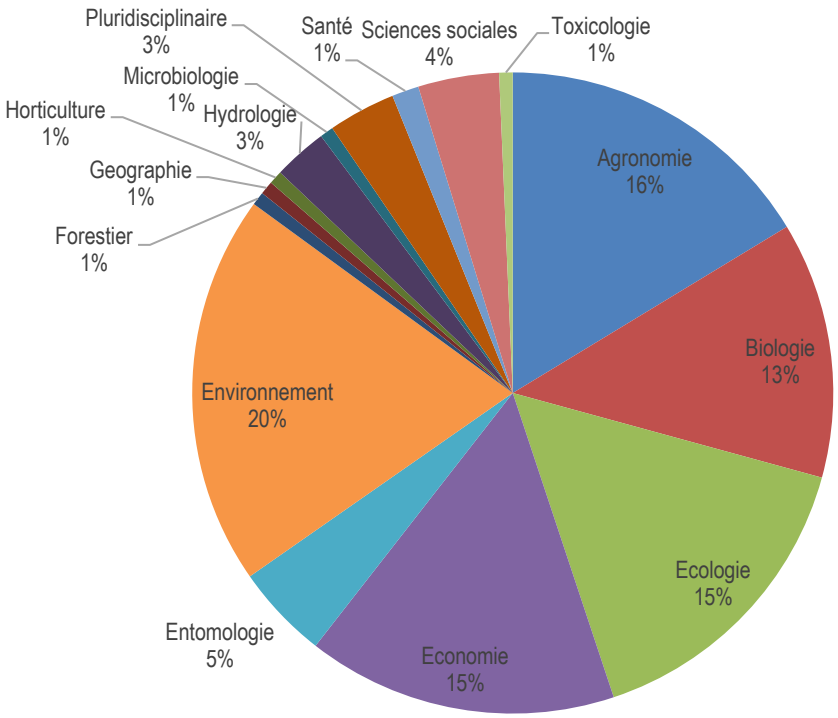


Figure 13-4. Répartition du corpus bibliographique par champ disciplinaire des revues

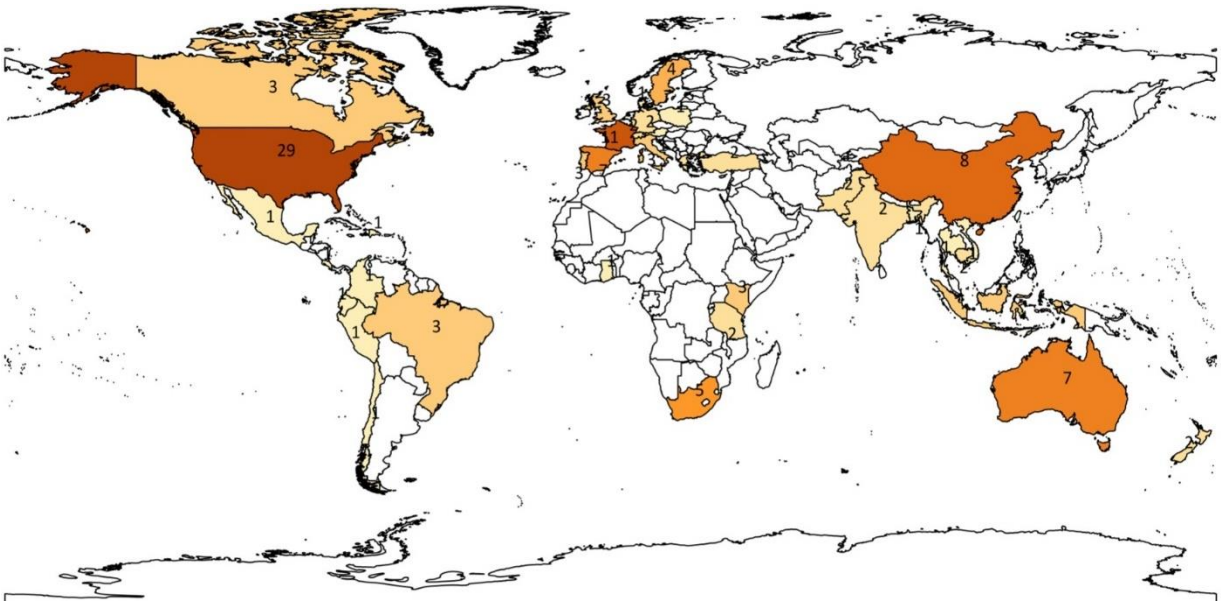


Figure 13-5. Distribution du corpus bibliographique sur la carte du monde

Si on agrège ce résultat par continents, on se rend compte que l'Europe est celui qui compte le plus de publications sur le sujet, suivi de l'Amérique du Nord et de l'Asie (Tableau 13-1). Il faut noter que très peu d'études (2) font des analyses transcontinentales. Par contre, il existe des études transfrontalières. Par exemple, nous avons aussi trouvé cinq papiers traitants de l'impact des PPP sur les SE à l'échelle de l'Union Européenne.

Il faut ajouter à ces publications, 23 articles qui sont des revues de littérature et donc ne sont pas considérés dans les comptes par pays et/ou par continent.

Tableau 13-1. Synthèse du corpus bibliographique par continent

	Afrique						
Afrique	11	Amérique du Nord					
Amérique du Nord		30	Amérique Centrale				
Amérique Centrale			1	Amérique du Sud			
Amérique du Sud				7	Asie		
Asie				1	18	Océanie	
Océanie						9	Europe
Europe				1			46
Total	**11**	**30**	**1**	**9**	**18**	**9**	**46**

Nous avons sélectionné 147 articles faisant une évaluation de l'impact des PPP sur les SE. Cela va nous permettre de constater un certain nombre de faits établis, mais aussi de manques d'études sur certains impacts. Pour cela, il est important de nous assurer que la transposition de nos constats au cas français est possible. Cette question est légitime, car seules 11 études ont été menées en France et les autres articles sélectionnés pour notre corpus font état d'études sur les impacts des PPP à travers le monde (Figure 13-5). Or le climat, les types de cultures, la biodiversité (la faune et la flore sauvages) et même les services écosystémiques de certains pays peuvent être différents de ceux de la France.

Les services écosystémiques étudiés dans notre corpus se retrouvent en France (la liste des SE est synthétisée dans le Tableau 13-4). Nous pouvons affirmer cela en comparant cette liste avec celle faite dans le cadre de l'EFESE (Puydarrieux et Beyou, 2017). Certaines précisions doivent néanmoins être apportées, car des services de régulation comme celui offert par les chauves-souris ont probablement une moindre importance en France qu'au Mexique (Lopez-Hoffman *et al.*, 2014) ou qu'en Indonésie (Maas *et al.*, 2013) par exemple.

En termes de climat, la grande majorité des pays étudiés se trouve dans une zone tempérée comme la France (Tableau 13-2). De plus, les pays se trouvant dans les zones tropicales peuvent fournir des enseignements applicables aux territoires français situés outre-mer.

Tableau 13-2. Liste des pays de notre corpus bibliographique classés par régions climatiques.
Il faut noter qu'un pays peut se retrouver dans plusieurs régions climatiques. Méthode : nous nous sommes appuyés sur la liste des pays et climats donnée par la World Meteorological Organization (https://public.wmo.int/en).

Régions climatiques	Liste de pays
Océanique	Canada, Chili, Danemark, Équateur, France, Allemagne, Nouvelle-Zélande, Pologne, Portugal, Espagne, Suède, Turquie, Royaume-Uni, États-Unis d'Amérique.
Montagnard	Canada, Équateur, France, Allemagne, Espagne, États-Unis d'Amérique, Autriche, Chine, Colombie, Costa Rica, Inde, Italie, Kenya, Pérou, Suisse.
Méditerranéen	France, Espagne, États-Unis d'Amérique, Italie, Suisse, Chili, Turquie, Australie, Grèce, Mexique, Afrique du Sud.

Un autre moyen de comparaison porte sur les types de production agricole c'est-à-dire les cultures produites. Un grand nombre d'articles traitent de cultures produites en France comme les céréales, les fruits et légumes et certains oléagineux. Une plus petite portion des articles étudie l'utilisation de PPP sur des cultures que l'on trouve très peu en France et en Europe comme le riz (voir par exemple Nayak *et al.*, (2019)) et les stimulants (café, thé, cacao) (voir par exemple Olschewski *et al.*, (2007)). Mais encore une fois, ces cultures peuvent se retrouver dans les régions d'outre-mer françaises.

Au final, malgré quelques rares exceptions on peut affirmer que dans l'ensemble nos résultats sont applicables au cas français.

Ensuite, nous avons divisé les articles en fonction de trois biomes : terrestre, marin et eau continentale (Tableau 13-3). Le biome terrestre est largement le plus étudié et représente 88% de tous les articles. Le second est le biome eau continentale (11 articles) et le troisième est le biome marin (6 articles). Des articles ont étudié plusieurs biomes dans un même article. C'est le cas pour 1 article mêlant les biomes terrestre et marin, 1 article traitant des biomes marin et eau continentale et 3 articles mêlant les biomes terrestre et eau continentale. Il faut noter que les écosystèmes agricoles sont les plus étudiés dans le biome terrestre.

Tableau 13-3. Répartition des articles en fonction des biomes étudiés

Biomes	Terrestre	Marin	Eau continentale	Total
Terrestre	126			
Marin	1	6		
Eau continentale	3	1	11	
Total	130	6	11	147

Nous avons classé les SE en utilisant la catégorisation de la CICES (Haines-Young *et al.*, 2012) : les services d'approvisionnement, les services de régulation et de maintien et les services culturels. La liste des SE que nous avons trouvés dans le corpus bibliographique est résumée dans le Tableau 13-4. On constate que la majorité des articles traitent des services d'approvisionnement et de régulation et de maintien. Seulement 9 articles prennent en compte les services culturels.

Tableau 13-4. Listing des catégories de SE, des SE et du nombre de papiers dans le corpus bibliographique traitant des catégories de SE

Catégorie des services écosystémiques	**Services écosystémiques étudiés**	**Quantité d'articles portant sur ces catégories** (plusieurs catégories peuvent être dans un article)
Les services d'approvisionnement	Production alimentaire (regroupant les productions provenant des biomes marins, eaux continentales et terrestres)	145
	Productions non alimentaires comme l'énergie et la production horticole	
Les services de régulation et de maintien	Sol	133
	Qualité de l'eau	
	Lutte biologique	
	Pollinisation	
	Habitat	
	Biodiversité	
	Changement Climatique / régulation climatique	
Les services culturels	Le tourisme	9
	Les services récréatifs	
	Les services esthétique et patrimonial	

Les SE considérés sont multiples, mais on voit quatre SE qui semblent plus analysés que d'autres : la production alimentaire, la lutte biologique, la pollinisation et la qualité de l'eau. Ces quatre SE représentent 85% de tous les articles du corpus. La Figure 13-6 résume l'ensemble des SE analysés.

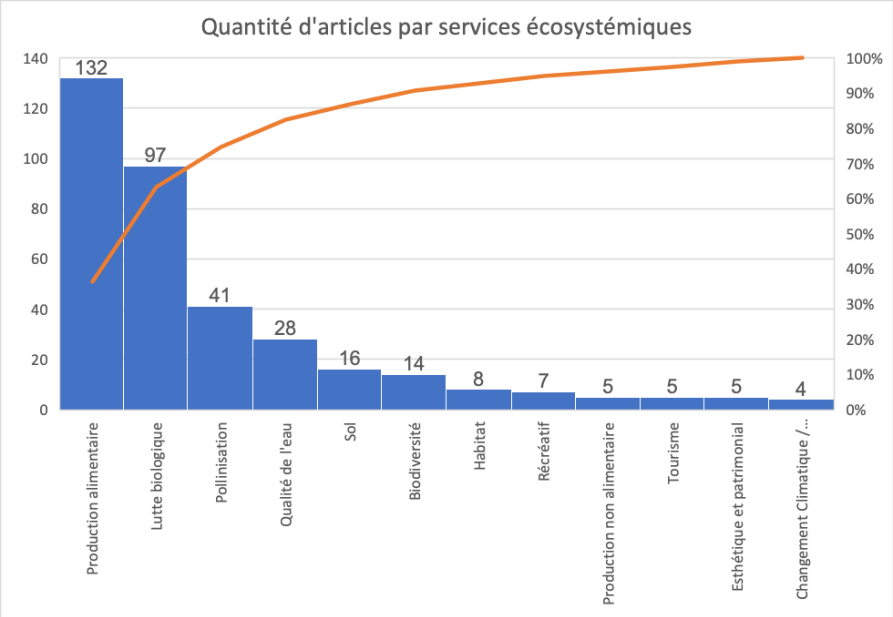


Figure 13-6. Liste des services écosystémiques étudiés dans le corpus

L'évolution de l'étude de ces différents SE semble suivre la courbe de la tendance de l'évolution des articles publiés (voir Figure 13-3) sur le sujet comme le montre la figure 13-7. Ainsi il y a un nombre croissant pour tous les SE.

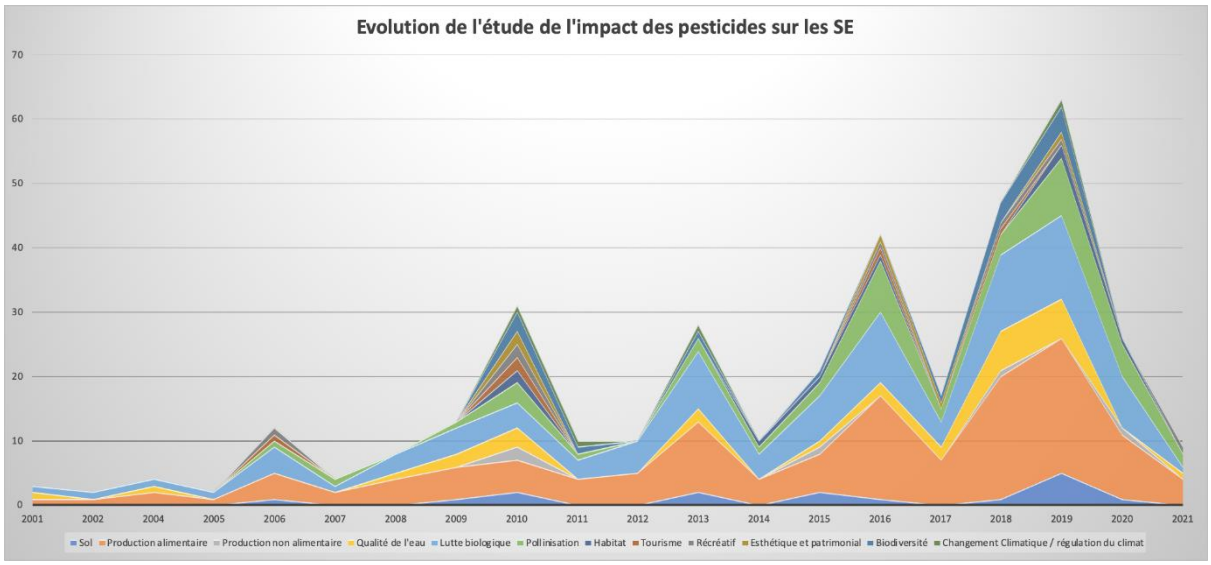


Figure 13-7. Évolution des études de l'impact des PPP sur les différents SE depuis 2001

Enfin, ces papiers ont été sélectionnés parce qu'ils estiment l'impact des PPP sur ces SE avec une valeur économique et/ou biophysique et/ou sociale. On compte ainsi 73 articles qui font une évaluation économique, 69 qui font une évaluation biophysique et 29 une évaluation sociale (Figure 13-8). Parmi ces articles, il y en 26 qui combinent les évaluations : 2 qui mixent les valeurs économiques et sociales, 2 qui mixent les valeurs biophysiques et sociales et 21 qui mixent les valeurs économiques et biophysiques. Il existe une publication qui combine les trois évaluations.

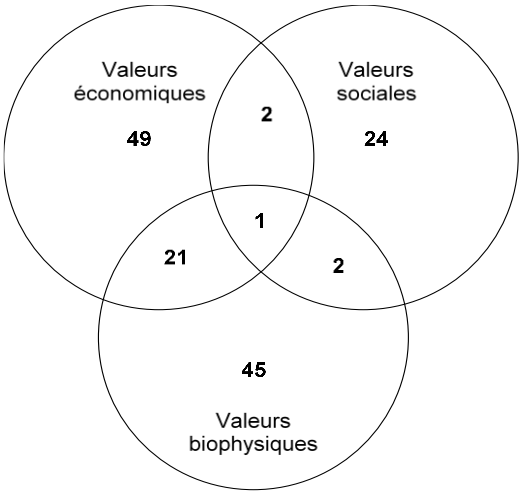


Figure 13-8. Distribution des types de valeurs manipulés dans les articles du corpus bibliographique

Nous conclurons cette partie par trois constats. Premièrement, il y a très peu d'articles qui font référence à une molécule particulière ou un groupe de molécules de PPP. En effet, nous n'avons compté que six articles faisant référence aux néonicotinoïdes. L'impact des PPP sur les SE est généralement traité de manière plus globale comme l'impact de l'ensemble des traitements de PPP sur une zone donnée. Deuxièmement, il n'y a qu'un article sur les zones non agricoles, autrement appelées JEVI (Jardins, Espaces végétalisés et Infrastructures). Troisièmement, nous n'avons pas utilisé d'articles issus de l'EFESE France. En effet, aucun de ces articles n'est ressorti lors de la recherche bibliographique.

3. Évaluations biophysiques des impacts des PPP sur les SE

Lors de l'étude de la littérature sur les évaluations biophysiques, nous avons pris en compte deux critères pour classer les articles. Le premier est la diversité de services écosystémiques étudiés. Les articles ont été classés soit dans la catégorie "Un" service écosystémique (mono-service), soit dans la catégorie "Plusieurs" services (pluri-services). Le second critère est la diversité d'indicateurs biophysiques utilisés. Ce critère se décompose en mono indicateur, ou pluri-indicateurs, selon que les auteurs mobilisent respectivement un ou plusieurs indicateurs pour évaluer l'impact sur leur(s) service(s) étudié(s). Ainsi, la recherche fait ressortir quatre classes d'évaluations : les évaluations mono-service avec un ou plusieurs indicateurs et les évaluations pluri-services avec un ou plusieurs indicateurs.

Cette partie sera traitée en trois sous-parties. La première traitera des évaluations biophysiques se concentrant sur un service écosystémique et la deuxième, des évaluations prenant en compte différents services. Dans chacune de ces deux sous-parties, il sera fait la distinction entre les évaluations mono et pluri indicateurs. La dernière sous-partie sera une synthèse.

3.1. Les évaluations biophysiques mono-service écosystémique

3.1.1. Mono-service - mono indicateur

Dans cette sous-partie, nous revenons sur les études qui analysent l'impact des PPP sur un service écosystémique en se concentrant sur un indicateur biophysique. Cet indicateur va varier en fonction du SE analysé.

Un SE qui est particulièrement analysé est celui de la fourniture d'une eau « de qualité », dérivée du service "purification de l'eau" qui est offert par les écosystèmes comme résultat des fonctions primaires. Les PPP affectent

le biote, en interférant dans les cycles biogéochimiques auxquels ils participent. Ce SE peut être offert par les rivières et les lacs, les eaux souterraines, la mer et l'océan. La notion de qualité va dépendre des bénéfices que la société peut en retirer. Ainsi la qualité diffère si l'eau doit être consommée pour boire, pour abriter des poissons, arroser les champs ou simplement abriter un maximum de biodiversité et lui permettre d'évoluer naturellement. Elle n'aura pas la même définition et donc les indicateurs ne seront pas les mêmes (indicateurs sanitaires *vs* environnementaux). Au sein de cette gamme de SE, celui le plus étudié dans la littérature est celui lié à la fourniture d'une eau de qualité pour la boisson. Les indicateurs associés seront donc des seuils de qualité sanitaire. Ce service est bien un service écosystémique et l'évaluation de l'impact des PPP sur ce dernier sera étudié au même titre que pour les autres services, comme le demande la saisine, ceci même si les aspects liés aux impacts des PPP sur la santé humaine sont bien en dehors du champ d'expertise de cette ESCo.

Par exemple, London *et al.* (2005) analysent l'impact de PPP sur la qualité de l'eau destinée à la boisson. Ils s'interrogent sur la concentration maximale en PPP dans l'eau que le gouvernement sud-africain devrait accepter comme seuil sanitaire. Pour alimenter leur réflexion, ils comparent les normes sanitaires émises par différentes régions et pays dans le monde. L'indicateur unique dans cette étude est donc la concentration en PPP dans l'eau qui est discutée en fonction de ce que les consommateurs sont capables d'absorber sans que cela n'affecte leur santé. Un des résultats importants est l'hétérogénéité des normes sanitaires pour les eaux de boisson, entre les pays, mais aussi le fait que tous les PPP ne sont pas systématiquement recherchés ce qui pourrait induire un biais dans la comparaison à la norme, de même que certains d'entre eux ne disposent pas de normes individuelles.

Alors que London *et al.* (2005) ont fait une revue de littérature des normes sur les concentrations seuils de PPP dans l'eau, d'autres auteurs s'appuyant sur les valeurs seuils de qualité de leur pays, comparent leurs mesures *in-situ* à celles-ci pour évaluer les substances les plus à risque. C'est par exemple le cas de Lopez *et al.* (2015) qui ont mesuré différents contaminants, dont les PPP, dans les eaux souterraines de 494 sites en France. Ils rapportent que plusieurs PPP et leurs produits de transformation, ainsi que d'autres substances industrielles ou d'origine urbaine, dépassent parfois leurs valeurs seuils, dans des eaux souterraines utilisées ou non pour produire de l'eau de boisson, et constituent ainsi des substances d'intérêt prioritaire vis-à-vis des mesures de gestion à mettre en place.

Une étude similaire a été réalisée, ciblant la qualité de l'eau des eaux de surface dans deux réservoirs sur l'île de Mykonos (Grèce) (Pavlidis *et al.*, 2018). Les auteurs ont analysé tous les produits chimiques présents dans ces réservoirs et ont détecté plus de 200 PPP. L'indicateur (quantité de PPP en milligramme par litre) montrait ainsi une surexposition aux PPP et donc un danger pour l'Homme. De même, Palma *et al.* (2009) ont analysé les PPP trouvés dans le réservoir d'Alqueva au Portugal où ils ont retrouvé certains au-dessus des normes imposées par la législation Européenne, dégradant la qualité de l'eau.

Enfin, la qualité de l'eau pour la boisson peut aussi être offerte par la rivière. Ainsi une étude a été menée sur le bassin versant de la rivière Choptank aux États-Unis par McCarty *et al.* (2008). Ils ont mesuré dans le temps une baisse des teneurs en herbicides attribuée à une baisse de leur utilisation. Cela est dû principalement aux politiques environnementales américaines incitant à des pratiques plus écologiques.

Quel que soit l'indicateur pris en compte, la présence de PPP dégrade le service écosystémique « qualité de l'eau », mais la prise en compte de politiques environnementales et de limitation (voire d'interdiction) des usages, permet à l'inverse de l'améliorer avec le temps.

Un second SE très étudié est celui de la pollinisation par les insectes et principalement par les abeilles et les bourdons. La pollinisation permet l'amélioration des rendements. Or de nombreuses études mettent en cause les PPP dans le déclin des abeilles. Ainsi on trouve dans la littérature sur l'impact des PPP sur un SE avec un indicateur des travaux qui estiment l'impact des PPP sur le service de pollinisation. Les insectes fournissent de multiples SE dans les agroécosystèmes, notamment la pollinisation, la lutte antiparasitaire, la lutte contre les mauvaises herbes, l'enfouissement des excréments, la décomposition des déchets et de la matière organique et l'aération du sol. En particulier, les résultats des services de pollinisation et de lutte antiparasitaire sont mis en évidence par les indicateurs de rendements des cultures et les rendements économiques. Ces services écosystémiques vitaux pour

les systèmes agricoles sont actuellement confrontés au déclin généralisé des insectes. Cela concerne les insectes utiles, jouant le rôle de pollinisateurs, mais aussi les « ennemis naturels » des « pests », jouant le rôle de prédateurs ou de parasitoïdes.

Trois types d'indicateurs ont été trouvés. **Le premier** est le nombre d'insectes pollinisateurs avant et après l'utilisation des PPP. Stanley *et al.* (2016) ont comparé le fonctionnement de deux colonies de bourdons, une colonie étant infectée par des néonicotinoïdes et l'autre non. Ils démontrent que l'impact du produit chimique n'affecte pas la quantité en nombre d'individus, mais probablement plutôt le fonctionnement de la colonie.

Le second type d'indicateur porte sur le comportement des insectes pollinisateurs. Ainsi Siviter *et al.* (2018) analysent les capacités d'apprentissage et de mémorisation des abeilles après avoir été infectées par des PPP. Les auteurs démontrent que les abeilles ont une perte significative de leur mémoire et apprentissage sans mettre en évidence de différence entre les PPP de la famille des néonicotinoïdes et ceux d'autres familles.

Le troisième est l'impact des PPP sur le rendement des cultures. Plus précisément, la comparaison entre le rendement des cultures grâce à l'application des PPP versus le rendement des cultures sans usage de PPP, mais uniquement grâce aux pollinisateurs. Ces travaux sont importants, comme l'indiquent les indicateurs précédents, les PPP impactant le comportement des abeilles, il y aurait des effets de rétroaction négative liés à l'usage des PPP sur le rendement des insectes pollinisateurs affectant le rendement des cultures traitées. Trois études ont porté sur cette question. La première de Melathopoulos *et al.* (2014) qui porte sur la production de myrtille naine au Canada. La deuxième de Motzke *et al.* (2015) qui porte sur la production de concombre dans les jardins de particulier en Indonésie. La troisième est une revue Ahmad et Aziz (2017) sur la production agricole au Pakistan. Les trois études présentent des résultats similaires incitant à la baisse d'utilisation de pesticides, car l'apport en rendement des pollinisateurs serait supérieur. Les effets des pesticides sur la pollinisation peuvent aussi être indirects lorsque les pesticides impactent les habitats naturels qui abritent les pollinisateurs. Viswanathan *et al.* (2020) démontrent ainsi que plus ces habitats, comme les forêts ou bandes enherbées, disparaissent et plus les visites des abeilles sur les champs d'eucalyptus diminuent, ce qui réduit significativement le rendement de ces cultures.

Les PPP peuvent non seulement affecter leur cible (adventices, champignons, agents pathogènes, parasites, insectes nuisibles), mais aussi affecter indirectement d'autres animaux, y compris les oiseaux, les mammifères ou les reptiles, qui fournissent des services écosystémiques essentiels. Cependant, les effets directs et aigus mis en évidence jusqu'à présent, ne sont pas également répartis entre les différents PPP et les différents organismes, et sont parfois même décrits comme moins impactants que les effets chroniques sur certains organismes (Lindenmayer *et al.*, 2017). Par exemple, les rodenticides (utilisés pour lutter contre les rongeurs nuisibles) sont régulièrement associés à des effets létaux et sublétaux sur les organismes non ciblés qui agissent efficacement comme réducteurs d'organismes nuisibles (Lindell *et al.*, 2018).

La lutte antiparasitaire naturelle est définie comme la lutte antiparasitaire fournie par les ennemis naturels. Cela doit être considéré comme un important service écosystémique de régulation, avec des implications importantes pour la durabilité des agroécosystèmes. La présence d'habitats semi-naturels et l'hétérogénéité du paysage sont des déterminants clés de la prestation de ce service. Rega *et al.* (2018) ont fourni un modèle paneuropéen et spatialement explicite pour cartographier et évaluer le potentiel du paysage pour soutenir la lutte naturelle contre les ravageurs.

Le contrôle naturel des ravageurs est un service écosystémique offert principalement par les oiseaux et les chauves-souris. Or ces animaux sont souvent en danger à cause de l'utilisation des PPP ou de changements d'utilisation des sols.

Maas *et al.* (2013) étudient l'impact de ces chasseurs d'insectes sur les productions de cacao en Indonésie. Ils démontrent que l'exclusion des oiseaux et des chauves-souris augmente le taux de ravageurs de 31%. Alors que les zones naturelles adjacentes aux cultures peuvent être considérées comme des zones soutenant de précieux agents de lutte « naturelle » contre les ravageurs, dans certains cas, elles abritent également des vertébrés

indésirables causant des dommages aux cultures. Certaines analyses suggèrent que la valeur des animaux soutenant les services écosystémiques (c'est-à-dire celle des vertébrés jouant le rôle de contrôleurs des ravageurs) surpasse leurs inconvénients (Linden *et al.*, 2019). Les techniques de lutte intégrée contre les ravageurs (IPM) ont été de plus en plus adoptées par différents pays pour améliorer les rendements tout en réduisant les impacts environnementaux grâce à des pratiques durables. L'un d'eux soutient l'apparition de chauves-souris en tant que suppresseurs de parasites (Puig-Montserrat *et al.*, 2020), ce qui pourrait souligner leur rôle en tant que fournisseurs de SE. Un autre aspect de l'IPM est la sélection de PPP ne ciblant pas les arthropodes utiles, par exemple les acariens prédateurs, mais les effets peuvent ne pas être aussi sélectifs qu'envisagé initialement compte tenu des conditions environnementales ou de disponibilité alimentaire (Pozzebon *et al.*, 2010).

Afin de minimiser l'impact indésirable des PPP sur les zones agricoles, il est également proposé d'augmenter la variété des parcelles agricoles, combinée avec les prairies, les types de cultures et la diversité (Redhead *et al.*, 2020). Le maintien de fragments d'habitat semi-sauvage et pérenne comme refuges pour les ennemis naturels des ravageurs peut augmenter la biodiversité et fournir des services écosystémiques dans les champs de cultures annuelles et à cycle court. Cependant, l'intensification agricole a conduit à l'élimination de la végétation pérenne semi-sauvage dans les paysages agricoles. L'utilisation combinée de PPP et l'épuisement de ces zones rendent difficile l'établissement d'ennemis naturels des ravageurs, à proximité des paysages agricoles (Letourneau *et al.*, 2012), litant indirectement le service de régulation fourni par ces ennemis naturels. Sinon, il a été observé que la proportion d'habitats boisés et semi-naturels et la réduction du travail du sol au champ exercent une influence positive sur la minimisation de l'impact des PPP (Rusch *et al.*, 2012). De même, le nombre de jachères dans des environnements arides peut aider à protéger les pollinisateurs (Robleno *et al.*, 2018).

Une étude similaire est menée par Bianchi *et al.* (2013) en Australie, mais sur les prédateurs des arthropodes comme les araignées. Ils démontrent que le maintien d'habitats naturels permet d'augmenter la densité des prédateurs et donc maintenir un rendement plus élevé.

Dans de nombreuses études, le seul indicateur utilisé est le rendement de la culture étudiée. En appliquant un modèle d'optimisation des pratiques agricoles pour la culture du coton aux USA, qui considère notamment l'utilisation optimisée de régulateurs de croissance et de facilitateurs de récolte, Reddy *et al.* (2007) démontrent l'impact négatif du mauvais usage des herbicides sur le SE de production de fibres (matériaux), pouvant occasionner des pertes physiques de 14 à 137 kg/ha.

Dans un article sur l'utilisation d'une espèce de maïs résistante à un herbicide (imazapyr), De Groote *et al.* (2008) fournissent des estimations des variations de pertes de production selon que la variété de maïs résistante à l'herbicide est utilisée ou non. En présence de la plante parasite, les pertes de production sont de 31% avec le maïs résistant contre 62% pour les autres variétés au Nigeria, et de 21% avec le maïs résistant contre 41% pour les autres variétés au Cameroun.

Ces études montrent l'impact des PPP sur les SE, mais n'étant que mono-indicateurs, elles ne se concentrent que sur un aspect laissant une vision nécessairement incomplète de l'impact des PPP sur les SE et la biodiversité. La partie suivante s'intéresse aux études qui ont une vision plus complète de l'impact des produits chimiques sur un SE bien défini.

3.1.2. Mono-service - pluri-indicateurs

Cette sous-partie s'intéresse aux études analysant l'impact des PPP sur un SE en utilisant différents indicateurs. Ces études analysent principalement le service de lutte biologique offert par la nature. Le premier exemple est celui de McCarville *et al.* (2012) qui comparent l'impact de l'utilisation de PPP et celui de l'utilisation d'ennemis naturels au puceron *Aphis glycines*. Ils combinent deux indicateurs. Le premier étant l'évolution du nombre de pucerons durant la saison et, le second étant la différence de rendement. Ils démontrent que les ennemis naturels permettent de baisser de 22% la quantité de pucerons. Cela augmente le rendement final par rapport à une situation sans

puceron ni PPP, mais la production totale de soja reste en dessous du seuil de rentabilité de l'exploitation. Une étude similaire a été menée par Ouyang *et al.* (2020) sur la production de coton. Ils démontrent que le maintien d'une pratique basée sur la rotation des cultures (blé, maïs, coton) permet de maintenir les prédateurs naturels du puceron et donc de limiter l'utilisation de PPP. Toujours dans la comparaison de pratiques, Muneret *et al.* (2018) analysent le service de lutte biologique de trois nuisibles de la vigne : cochenilles, phylloxera et les acariens. Ils en concluent que les pratiques favorisant le développement des habitats semi-naturels réduisent la population de nuisibles.

L'intérêt d'appliquer une analyse multi-indicateurs est d'avoir la possibilité de croiser différentes variables dans l'analyse et de sortir du cadre strict de l'exploitation. C'est ce que font Monck-Whipp *et al.* (2018) qui combinent des indicateurs de rentabilité et l'apport du paysage pour le maintien du SE de lutte biologique offert par les chauves-souris en Ontario (Canada). Ainsi, ils démontrent que la baisse de l'utilisation de PPP permet une amélioration de la diversité des paysages autour de l'exploitation, ce qui améliore l'abondance de chauve-souris. Ces dernières permettent de chasser les insectes nuisibles et donc de remplacer les PPP.

La pollinisation est aussi un SE étudié dans cette sous-partie. L'apport de plusieurs indicateurs permet de comprendre le mécanisme derrière la perte de rendement dû au déclin des abeilles. Le travail de Nicholls et Altieri (2013) va dans ce sens. En faisant une revue de littérature sur les expériences menées en Amérique du Nord, ils comparent les pratiques agricoles conventionnelles avec celles agroécologiques. Ils démontrent que l'utilisation de PPP va baisser la flore sauvage et donc apporter moins de pollinisateurs. Cela va impacter indirectement les rendements des cultures, mais aussi la reproduction de la flore sauvage. Carvalheiro *et al.* (2010) arrivent au même constat en analysant l'impact des ressources naturelles autour des champs de mangues en Afrique du Sud. Ils concluent que non seulement les habitats naturels permettent d'améliorer la densité d'abeilles, mais aussi la diversité de celle-ci permettant une pollinisation plus efficace.

Enfin, l'analyse pluri-indicateur permet d'analyser l'impact des pratiques sur les services écosystémiques offerts par l'agroécosystème. C'est le cas de Meng *et al.* (2016) qui analysent les effets de l'agriculture biologique par rapport à l'agriculture conventionnelle. Dans leurs expériences menées dans la province de Shandong en Chine, ils caractérisent les pratiques d'agriculture biologique comme, entre autres, la non utilisation de PPP (versus l'utilisation de PPP dans l'agriculture conventionnelle). Ils estiment les impacts de passer à une agriculture sans produit chimique sur les services écosystémiques offerts pour la qualité des sols, le contrôle des ravageurs et la biodiversité. Pour chaque SE, ils calculent un indice de diversité pour le cas de l'agriculture conventionnelle et celui de l'agriculture biologique. Ils démontrent ainsi que sans PPP les sols sont de meilleure qualité : plus grande diversité de bactéries et plus de lombrics, les herbes envahissantes peuvent être contrôlées ainsi que les ravageurs.

Les évaluations mono-indicateurs sont courantes, mais il convient de prendre leurs conclusions avec précautions notamment lorsque l'on s'intéresse aux services écosystémiques et à l'impact des PPP sur ces derniers, car certains indicateurs ne rendent pas compte des rétroactions possibles sur ces mêmes SE impactés ou en apparence non impactés par l'usage des PPP. L'usage d'indicateurs multiples permet généralement d'obtenir une évaluation plus complète de l'impact des produits chimiques, mais tant que cet impact n'est évalué que sur un mono-SE, la vision peut être considérée comme restreinte. Une vision plus holistique semble nécessaire pour éviter des conclusions hâtives et donc erronées. Peu d'études semblent faire état de cette voie de recherche jusqu'à présent. Elles font l'objet de la prochaine sous-partie.

3.2. Les évaluations biophysiques pluri-services écosystémiques

L'utilisation de PPP vise principalement une ou plusieurs espèces de nuisibles, mais les travaux précédents montrent que ces produits vont engendrer des externalités négatives. Généralement, les effets des PPP sont diffus au niveau de l'écosystème. Par conséquent, ils impactent généralement plusieurs services écosystémiques. C'est l'objet de cette partie.

3.2.1. Pluri-services - pluri-indicateurs

Les papiers dans cette sous-partie se projettent à l'échelle d'un écosystème et analysent l'impact des PPP sur les SE offerts par cet écosystème lorsque ceux-ci sont évaluables. C'est le cas pour les différents services offerts par les sols. Une revue de littérature menée par Montanaro *et al.* (2017) résume les principaux services offerts par les sols. Ainsi les sols offrent des services de régulation comme la séquestration du carbone, stockage d'eau, la fertilité et l'absorption des polluants, des services de support comme l'apport en nutriments, et la préservation de la biodiversité et des services socioculturels comme les aménités apportées par le paysage. L'impact des PPP sur ces différents services n'est pas mesuré par les auteurs bien qu'ils expliquent que si la quantité de produits chimiques dépasse la capacité d'absorption des sols, il en découle une dégradation des sols et de la plupart des services qu'ils offrent.

Une revue des articles traitant de la question des impacts des maladies des plantes sur la fourniture de SE terrestres a été réalisée par Cheatham *et al.* (2009), où les PPP, sont considérés (pp 1230-1231) comme une réponse au problème des maladies des plantes qui peut avoir en retour un impact sur les services écosystémiques, éventuellement positifs dans certains cas. Traiter les plantes permet ainsi d'augmenter les services d'approvisionnement, mais aussi certains services culturels (exemple des terrains de golf en Grande-Bretagne). Les services impactés négativement sont les services de régulation : régulation des nutriments, formation des sols, qualité de l'eau. Les pertes ou gains de SE en lien avec l'utilisation des PPP ne sont pas quantifiés, mais différentes méthodes pour réaliser des arbitrages sont citées mais pas explicitées : Environmental Impact Quotient (EIQ), Environmental Hazard Index (EHI), Priority Substances List (PSL). La conclusion mentionne des besoins de recherche d'évaluation économique des impacts de la gestion des maladies des plantes sur les SE.

L'analyse pluri-service et pluri-indicateur permet d'aborder la question de l'arbitrage entre les services écosystémiques c'est-à-dire les relations qui existent entre les services écosystémiques et comment les PPP vont impacter ces relations. Muneret *et al.* (2019) ont étudié l'impact de la diminution de PPP sur les SE de lutte biologique et de biodiversité offerts de la vigne. Ils ont montré que la baisse de l'usage des PPP permettait d'augmenter le nombre de prédateurs, mais pas nécessairement leur diversité. Otieno *et al.* (2011) ont analysé l'impact des PPP sur l'arbitrage entre le service de pollinisation et le service de lutte biologique sur les champs de pois chiche au Kenya. Ils démontrent que l'utilisation de PPP réduit le nombre de ravageurs, mais réduit aussi le nombre de prédateurs naturels et de pollinisateurs. Les auteurs remettent ainsi en cause l'efficience des PPP sur le rendement. Leurs résultats peuvent être expliqués par Sutter *et al.* (2016) qui ont mené une étude similaire sur la production de colza à Zurich (Suisse). Ils ont démontré que la combinaison entre les insectes pollinisateurs et les prédateurs naturels augmentait la production de 23% alors que séparément la pollinisation augmentait le rendement de 7% et la lutte contre les ravageurs de 6%.

Afin de considérer les compromis qui existent entre la production alimentaire, la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques, les auteurs Holt *et al.* (2016), ont œuvré pour évaluer l'impact sur les services écosystémiques. À ce titre, ils ont procédé à un recensement de chaque substance active des produits herbicides, fongicides et insecticides les plus couramment utilisés pour le blé d'hiver, le colza et les haricots d'hiver (voir le Tableau 13-5). Trente substances actives ont ainsi été évaluées. L'impact potentiel sur neuf services écosystémiques clés des cultures arables (voir le tableau ci-dessous) a ensuite été évalué. Ces services écosystémiques particuliers ont été choisis, car ils sont généralement considérés comme faisant partie des services écosystémiques les plus importants fournis par les systèmes de culture, mais également parce qu'il s'agit de ceux identifiés par les documents de l'EFSA discutant des impacts des PPP sur les services écosystémiques. Les auteurs précisent qu'il ne s'agit pas d'une liste exhaustive des services écosystémiques, mais qu'elle est représentative et appropriée pour démontrer l'approche. Puis, l'évaluation de l'impact des substances actives sur les services écosystémiques a été réalisée en établissant (i) le profil éco-toxicologique et le niveau de danger associé pour chaque substance active, (ii) le niveau de risque et s'il nécessite une atténuation ; et (iii) quelle(s) mesure(s) d'atténuation est (sont) nécessaire(s). Les impacts directs conséquents de l'exposition aux PPP sur les services écosystémiques ont été estimés conformément à l'avis scientifique de l'EFSA sur les objectifs de protection. Sous la forme d'un tableau, il est détaillé quels services écosystémiques des terres arables sont

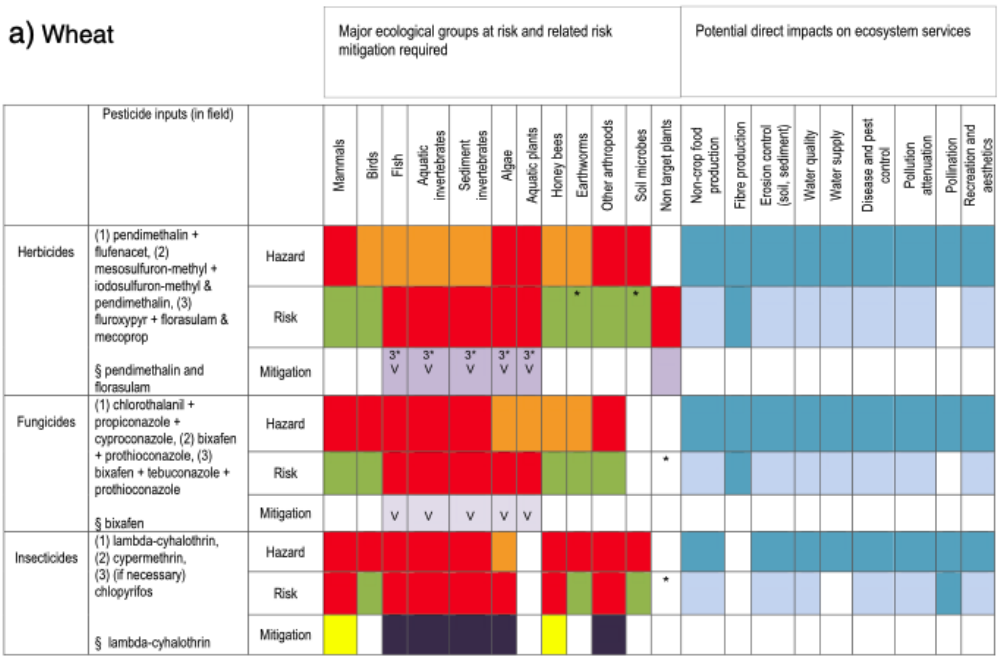
susceptibles d'être impactés si le PPP devait présenter un risque direct pour un groupe taxonomique particulier (*via* les processus écosystémiques auxquels ils contribuent). Les auteurs partent ici du principe que les groupes taxonomiques censés jouer un rôle fonctionnel dans la fourniture de chaque service écosystémique sont les principaux contributeurs. Les PPP peuvent également avoir des effets indirects sur le réseau alimentaire, dont certains affecteront également la production agricole. Les rôles des groupes taxonomiques ont été traduits en impacts sur les services écosystémiques. Les groupes de substances qui présentaient un danger élevé ou moyen pour les groupes taxonomiques ont été considérés comme ayant un impact potentiel sur les services écosystémiques. Il convient de noter que plusieurs groupes taxonomiques jouent un rôle dans la fourniture de tous les services écosystémiques clés. Les services écosystémiques passent d'un « impact » à un « impact réduit » si un ou plusieurs des groupes taxonomiques qui sous-tendent ce service passent d'un statut de danger à un statut de risque faible, si tous passent d'un danger à un risque faible, il n'y aurait « aucun impact ». La compréhension des impacts potentiels a permis une évaluation globale des compromis inhérents à la culture de chaque plante, des conséquences sur les décisions des agriculteurs concernant la production végétale, par exemple l'utilisation d'un autre PPP, l'acceptation d'une perte de rendement ou le passage à une autre culture parce que la perte de rendement serait trop importante pour être économiquement viable.

Tableau 13-5. Les dangers, les risques et les mesures d'atténuation actuellement recommandées pour les herbicides, fongicides et insecticides les plus couramment utilisés en rotation sur 3 années de pratiques en Grande Bretagne, sur (**a**) le blé d'hiver (**b**) le colza oléagineux et (**c**) les haricots d'hiver, avec les impacts probables qui en découlent sur les principaux services écosystémiques des cultures arables. Ces tableaux sont issus de l'article de Holt *et al.* (2016).

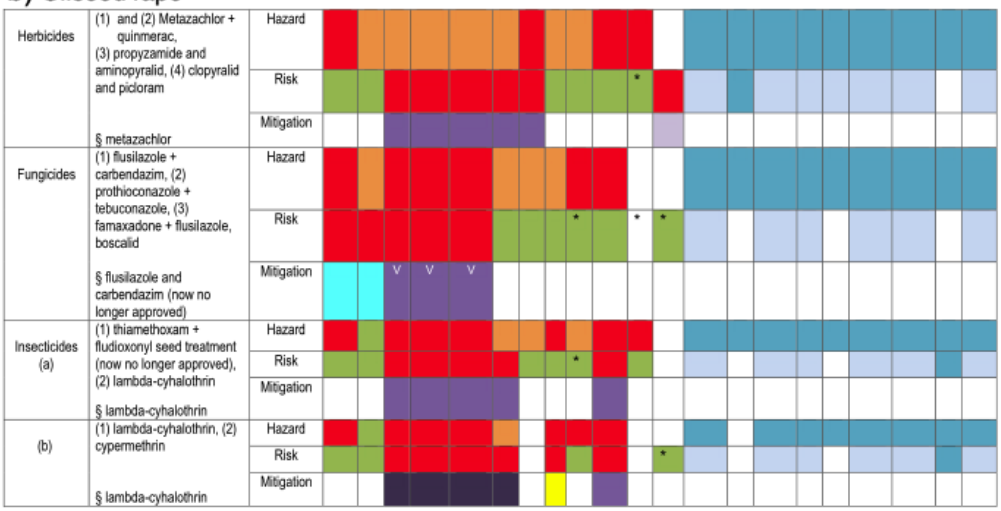
§ indique les substances qui sont à l'origine du niveau de danger et de risque signalé. Le niveau de danger pour les plantes terrestres non ciblées n'a pas pu être identifié, car ce groupe n'a pas été considéré comme étant à risque jusqu'à récemment.

Hazard	LOW	MEDIUM	HIGH	
Risk mitigation required?	NO	YES	* Likely due to revisions in risk assessment guidance	
Mitigation				
Buffer zone (V = vegetative 3* = grade of drift reduction nozzle)	5 m	10 m	20 m	50m
Other	Spray precautions	Remove spillage	Application timing	
ES impacts	NO	YES	REDUCED	

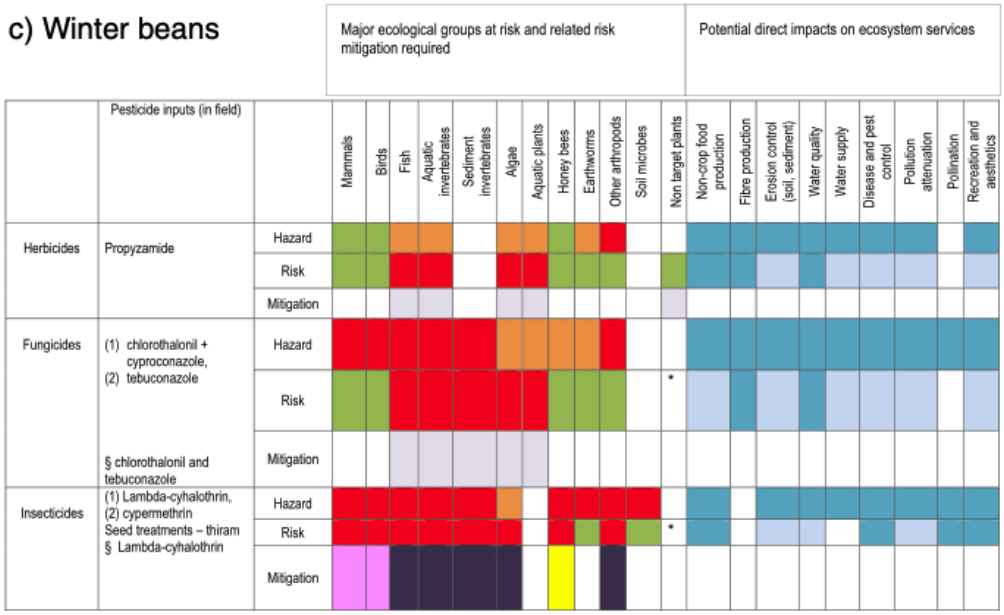
a) Wheat



b) Oilseed rape



c) Winter beans



3.2.2. Pluri-service - mono-indicateur

L'analyse pluri-service permet la comparaison entre les services écosystémiques. Or il n'est pas toujours évident de trouver des unités de mesure communes entre les SE. Il existe des travaux qui passent par la construction d'indicateurs qui permettent cette comparaison. C'est le cas de Medeiros *et al.* (2019) qui analysent l'impact de la structure des paysages entourant les champs de café au Brésil sur l'abondance et la diversité des insectes bénéfiques. Les services offerts par ces insectes sont la pollinisation et la lutte biologique. Ils ont créé des indicateurs de biodiversité *alpha* et *beta* qu'ils ont analysés statistiquement avec trois paysages distincts : café, forêt et bordure. Ils montrent que les décideurs publics doivent inciter à la reforestation pour favoriser la diversité des espèces et le maintien des services écosystémiques.

Un autre exemple d'indicateur est celui proposé par Shah *et al.* (2019) : l'évaluation basée sur l'énergie consommée et produite. L'idée de base de la méthode énergétique est de quantifier toutes les formes de ressources (par exemple, l'énergie, les matériaux, le travail, les services économiques et l'information) en appliquant une référence métrologique commune, appelée énergie solaire équivalente (mesurée en unités ese ou sej en anglais). Cette conversion est effectuée par le biais de ses VEU (valeurs énergétiques unitaires), définies comme « l'énergie solaire nécessaire pour produire une unité produite ». Sur la base d'une étude de terrain dans le district de Bahawalpur au Pakistan, les auteurs estiment la valeur énergétique de différents services et dis-services écosystémiques offerts par les agro écosystèmes du district : augmentation de la biomasse, piégeage du carbone, construction des sols, recharge des nappes phréatiques, émissions de gaz à effet de serre/changement climatique, pollution/détérioration de l'eau, pollution/détérioration des sols, augmentation de l'érosion des sols, régulations climatiques. Comme résultats, les auteurs utilisent une méthode originale qui permet de comparer les différents systèmes de cultures. Ainsi ils montrent que le maïs et le sucre de canne ne sont pas des cultures durables, car elles consomment beaucoup plus d'énergie que ce qu'elles fournissent, dans cette région. Ils concluent que "les pratiques non durables telles que la forte dépendance aux intrants humains dans l'écosystème agricole fournissent une productivité plus élevée, mais d'un autre côté, elles fournissent également divers dis-services par rétroactions indirectes."

Ensuite, dans une revue de la littérature sur les effets des fongicides sur les populations de champignons présents dans les écosystèmes aquatiques terrestres, Ittner *et al.* (2018) recensent des impacts pour quatre services de régulation rendus par ce compartiment biologique : la régulation des parasites, la régulation des nutriments, la régulation des polluants et la production de biomasse. Si un grand nombre de fongicides sont évoqués, l'évaluation de leurs impacts sur les services écosystémiques sont qualitatives, et relèvent plus d'une estimation d'une perte de fonction que d'une estimation des pertes pour la société. Cependant des indices de moindre toxicité sont proposés.

Enfin, les indicateurs uniques pour une multitude de SE peuvent servir aussi à estimer l'impact des PPP sur l'ensemble d'une exploitation. C'est ce que montrent Stavi *et al.* (2016) en comparant trois intensités d'utilisation de PPP dans ce que les auteurs appellent l'utilisation type de l'agriculture conventionnelle, de conservation et intégrée. Cela se traduit par une utilisation forte dans le cas de conventionnelle, modérée chez l'agriculture intégrée et faible en agriculture de conservation. Ils estiment l'impact de ces trois intensités sur différents services écosystémiques : la disponibilité de l'eau pour les cultures, la lutte contre les mauvaises herbes, la lutte contre les ravageurs, la qualité du sol, l'érosion, la disponibilité du carbone dans les sols, l'absorption de la pollution par les sols et les gaz à effet de serre. Pour cela, ils attribuent des notes aux impacts des trois types d'intensité de PPP sur les différents SE. Ces notes sont 1 pour un impact faible, 2 pour un impact moyen et 3 pour un impact élevé. Ils démontrent que l'utilisation faible de PPP, type agriculture de conservation, est celle qui a le rendement le plus faible. Cela est sans doute dû au fait que cette pratique est moins efficace pour la gestion des mauvaises herbes et des ravageurs. Par contre, cette méthode est celle qui permet le mieux de fournir les autres SE (la disponibilité de l'eau pour les cultures, la qualité du sol, l'érosion, la disponibilité du carbone dans les sols, l'absorption de la pollution par les sols et les gaz à effet de serre).

Ces différentes approches pluri-services permettent ainsi une vision plus holistique de l'impact des PPP sur les SE (en tous cas, certains d'entre eux), plus à même de fournir un état des lieux plus réaliste de la situation aux

décideurs et aux usagers/acteurs d'un territoire, leur permettant de faire des choix de gestion et de pratiques en connaissance de cause, et globalement plus durables.

3.3. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes

Dans cette sous-partie nous faisons la synthèse du corpus bibliographique portant sur les évaluations biophysiques de l'impact des PPP sur les services écosystémiques. Nous avons analysé 69 articles que nous avons classés suivants s'ils présentaient une analyse de l'impact sur un service écosystémique ou sur plusieurs services écosystémiques, puis si cette évaluation donnait lieu à plusieurs ou à un seul indicateur.

La grande majorité des 69 articles portent sur le biome terrestre (88% ; Tableau 13-6). Deux évaluations portent sur le biome marin et 6 sur l'eau continentale. Il faut noter que deux articles traitent en même temps deux biomes. Le premier évalue en même temps des SE du biome marin et terrestre et un autre, évalue les biomes marins et eaux continentales.

Tableau 13-6. Répartition des articles traitant des valeurs biophysiques en fonction des biomes étudiés

Biomes	Terrestre	Marin	Eau continentale	Total
Terrestre	60			
Marin	1	1		
Eau continentale	0	1	6	
Total	61	2	6	69

Une grande majorité des travaux (74%) se concentre sur l'évaluation d'un SE. Ces évaluations donnent lieu à autant d'indicateurs uniques que multiples (Tableau 13-7). Les 18 autres papiers qui évaluent plusieurs services écosystémiques estiment plusieurs indicateurs liés aux différents SE.

Tableau 13-7. Synthèse des évaluations biophysiques en fonction du nombre de SE estimés et du nombre d'indicateurs résultant de l'évaluation.

	Mono Indicateur	Multi Indicateur	Total
Mono Service écosystémique	27	24	51
Pluri services écosystémiques	4	14	18
Total	31	38	69

On constate donc qu'il n'y a que très peu de papiers qui estiment un indicateur pour plusieurs SE. Or cette méthode d'évaluation se rapprocherait le plus de la complexité du terrain. En effet, un agroécosystème offre plusieurs services écosystémiques (Zhang *et al.*, 2007). Ces services peuvent être complémentaires comme la plupart des services de régulation et/ou interdépendants comme le service d'approvisionnement qui dépend des services de régulation. Il est donc plus réaliste d'analyser un ensemble de services écosystémiques de manière à avoir une vision plus holistique des possibles impacts et de leurs rétroactions. Mais en plus d'être réaliste, il faut que l'évaluation soit utile et donc compréhensible par le décideur concerné. En cela, les évaluations mono-indicateurs pluri-services peuvent être pertinentes. Une évaluation mono-indicateur pluri-services permet de mesurer avec la même unité, la complexité des interactions entre ces services écosystémiques. Dans le corpus bibliographique, nous avons relevé deux types d'indicateurs faisant cela. Le premier est la production finale en tonne Ittner *et al.* (2018) rendent compte de l'impact des multiples SE en termes e productions. Un second exemple est de transformer toutes les données en équivalent énergie consommée (Shah *et al.*, 2019). Ainsi formuler, les évaluations permettent de simplifier le message et donc d'informer au mieux les décideurs privés (comme les agriculteurs) et publics. Elles permettent aussi de faire de l'analyse prospective afin de projeter l'impact possible de futures décisions qui pourraient être prises. On peut donc se demander pourquoi il y a si peu de ce genre

d'évaluation dans le corpus bibliographique. Est-ce que cela s'explique par la difficulté de la faisabilité de tels indicateurs ? Ou peut-être que les évaluateurs n'en voient pas l'intérêt ?

Les SE les plus étudiés sont la production alimentaire, la lutte biologique, la pollinisation et la qualité de l'eau (Tableau 13-8). Les SE le plus souvent associés dans la littérature sur l'évaluation biophysique sont le service de production alimentaire avec au moins un autre service. Il arrive aussi fréquemment que la lutte biologique et la pollinisation soient associées.

Tableau 13-8. Synthèse des SE évalués en fonction des types d'étude (Mono *vs* Pluri SE et Mono *vs* Pluri Indicateur)

Catégorie des services écosystémiques	Services écosystémiques étudiés	Mono service écosystémique	Pluri services écosystémiques	Mono Indicateur	Multi Indicateur
Les services d'approvisionnement	Productions alimentaires	50	14	31	33
	Productions non alimentaires	1	1	0	2
Les services de régulation et de maintien	Sol	0	4	2	2
	Qualité de l'eau	4	6	5	5
	Lutte biologique	35	12	23	24
	Pollinisation	11	10	9	12
	Habitat	0	1	0	1
	Biodiversité	3	4	2	5
	Changement Climatique / régulation climatique	1	2	3	0
Les services culturels	Le tourisme	0	0	0	0
	Les services récréatifs	0	1	0	1
	Les services esthétique et patrimonial	0	0	0	0

Dans l'ensemble, les articles analysés pointent l'impact négatif des PPP sur les SE. Ils mesurent l'altération de la capacité des écosystèmes à fournir la plupart des services écosystémiques. Cette altération concerne les services de régulation et de maintien et par effet indirect, dans certains cas, les services d'approvisionnement. Plus précisément, la synthèse fait ressortir deux SE parmi les plus impactés par l'utilisation des PPP. Le premier est le SE de purification de l'eau, qui est directement associé à l'amélioration de la qualité de l'eau. Même s'il n'est pas le SE le plus étudié dans notre corpus sur les évaluations biophysiques, les quelques études montrent que les PPP affectent le maintien de la biodiversité et donc les fonctions comme la purification de l'eau sont affectées. Le second SE analysé est celui offert par les insectes dont les PPP affectent principalement la pollinisation, mais aussi le service rendu par les insectes en tant que lutte contre les ravageurs et recycleurs de nutriments. Les observations du déclin des populations d'insectes dans le monde sont liées à l'utilisation continue de PPP. Il est prouvé que l'utilisation intensive de PPP entraîne une baisse des rendements de certaines cultures telles que le café (Medeiros *et al.*, 2019) le colza (Holt *et al.*, 2016) et autres (voir la revue de Klein *et al.* (2007) pour plus de précisions) comme effet indirect de la perte de pollinisateurs, et aussi ils affectent les sols en agriculture.

Pourtant, une série de papiers montrent qu'il est possible d'atteindre les mêmes niveaux de production en réduisant l'utilisation des PPP (voir par exemple Stavi *et al.* (2016)). Cette stratégie semble être une stratégie gagnante-gagnante, c'est-à-dire gagnante pour l'agriculteur et gagnante pour l'environnement naturel. Pourtant, les acteurs comme les agriculteurs consentent à accepter un désajustement entre maximisations de la production à court terme et perte de capacité à fournir les SE (notamment régulation et maintien et par conséquent approvisionnement) sur le long terme. Afin de tenter de comprendre leur raisonnement, il peut être intéressant de compléter l'approche par les indicateurs biophysiques par celle des indicateurs économiques. C'est ce que nous allons voir dans la partie suivante.

4. Évaluations économiques des impacts des PPP sur les SE

Nous avons vu que dans la littérature, l'évaluation économique des services écosystémiques se confond souvent avec l'évaluation monétaire et qu'en toute rigueur, l'évaluation monétaire des SE devrait s'appuyer sur le concept de valeur économique totale (VET). Le concept de VET impose de considérer les valeurs d'usage et de non-usage. Or, la revue de littérature sur les impacts des PPP ne nous permet pas de présenter des articles portant sur les valeurs de non-usage. Cette partie se concentrera donc sur l'impact des PPP sur les valeurs d'usage des SE. Nous ferons la distinction entre les valeurs d'usage marchandes et les valeurs d'usage non marchandes. Les valeurs d'usage marchandes sont le résultat d'évaluations qui passent par le marché pour estimer l'impact des PPP. Le marché étant composé de l'offre et de la demande, nous présenterons distinctement les articles qui traitent de ces deux sujets. Les valeurs d'usage non marchandes sont estimées à partir de méthodes bien particulières qui se concentrent sur la perception des bénéfices obtenus de la consommation des services écosystémiques. La section 4.2 se concentrera sur cette question. La section suivante, 4.3, abordera les articles utilisant l'analyse coûts-bénéfices ou ACB, qui est un outil d'aide à la décision intégrant en principe l'ensemble des valeurs d'usage et de non-usage. La partie se termine par une synthèse des résultats.

4.1. Valeurs d'usage marchandes

L'état de la littérature présentée dans cette sous partie portera dans un premier temps sur les évaluations passant par l'offre dans un premier temps puis dans un deuxième temps sur les évaluations passant par la demande.

4.1.1. Évaluations prenant en compte l'offre et la fonction de production

Dans la perspective de l'offre, les méthodes des coûts de production et celles des fonctions de production sont mobilisées pour analyser les effets des PPP sur les SE et *in fine* leurs conséquences sur la productivité ou les rendements. Lorsque les SE considérés prennent la forme de productions commercialisées, le prix du marché sert d'outil d'évaluation. Ainsi, les approches basées sur les effets sur la productivité permettent de traiter les équilibres offre-demande par le biais du prix et semblent, à cet égard, plus appropriées pour considérer les effets sur l'ensemble de l'économie de la modification d'un service écosystémique à la suite de l'utilisation de PPP.

A. Les méthodes basées sur les coûts de production

Les approches d'évaluation basées sur les coûts se réfèrent à toutes les méthodes qui basent leur évaluation sur les coûts générés par l'utilisation de PPP ou sur la baisse de coût obtenue grâce à l'utilisation d'un service écosystémique dans les exploitations agricoles et/ou dans un paysage. Il peut s'agir par exemple des coûts de substitution des pollinisateurs ou de la méthode du coût de remplacement.

Dans la littérature on trouve un ensemble d'articles estimant les coûts de production dus à l'utilisation de PPP qui sont comparés à l'utilisation d'un service écosystémique de lutte contre les ravageurs (Lopez-Hoffman *et al.*, 2014 ; Taylor *et al.*, 2018 ; Zhang *et al.*, 2018). Dans cette optique, Nayak *et al.* (2019) ont estimé le service de lutte biologique offert par la nature en calculant simplement le coût des PPP pour la production de riz dans le sud-est de l'Inde. Ils arrivent à une valeur de 0,2 dollar par hectare et par an en moyenne. Xue et Tisdell (2001) ont utilisé la même méthode pour la montagne de Changbaishan en Chine et estiment le coût à 0,43 dollar par an par hectare pour cette région.

Le service écosystémique de lutte contre les ravageurs fourni par les chauves-souris est souvent étudié. Lopez-Hoffman *et al.* (2014) ont estimé sur la base d'une méta-analyse l'augmentation des coûts de production due à l'utilisation de produits chimiques dans la production de coton au sud-ouest des États-Unis entre 1990 et 2008. Ils ont estimé que le coût a augmenté de 79% soit une perte de 19 millions de dollars par an. En compilant des données récoltées sur le terrain par des chercheurs sur les chauves-souris et en les intégrant dans un modèle qui

permet d'extrapoler ces données à l'échelle de la Thaïlande, Wanger *et al.* (2014) ont effectué la même estimation que Lopez-Hoffman *et al.* (2014) sur la production de riz. Ils estiment que l'utilisation de PPP à la place des chauves-souris fait perdre chaque année 1,2 millions de dollars aux producteurs thaïlandais. Taylor *et al.* (2018) ont réalisé une expérience sur la production de macadamia en 2015 en Afrique du Sud. Ils ont estimé que les actions des chauves-souris permettraient de baisser les coûts de production de 613 $ par ha et par an. Rosa-Schleich *et al.* (2019) ont prouvé que les systèmes agricoles diversifiés (DF) utilisés pour l'agriculture durable peuvent améliorer les avantages écologiques au niveau de l'exploitation, puis réduire les externalités environnementales négatives. Les systèmes agricoles diversifiés peuvent être insuffisants pour contrebalancer les coûts économiques à court terme, mais ont le potentiel de conduire à des rendements plus élevés et plus stables et d'augmenter les bénéfices à long terme. Aussi, Rodriguez-San Pedro *et al.* (2020) ont observé que l'avantage économique des chauves-souris en tant que contrôleurs antiparasitaires était équivalent à la réduction de 7% des impacts des ravageurs.

Un autre service de lutte biologique est celui fourni par l'ombre des plantes. En effet, l'ombre diminuerait la température sur les cultures ce qui limiterait la prolifération de certains ravageurs. C'est ce que démontrent Atallah *et al.* (2018) dans une étude sur la production de café en Colombie. L'ombre permettrait de limiter la prolifération de la Pyrale des baies de café et donc baisser l'utilisation de PPP. Ils estiment que ce gain serait de 13 348 dollars par hectare.

Le service de lutte biologique n'est pas le seul SE estimé sur la base des coûts de production. Nayak *et al.* (2019), dans leur étude en Inde, ont évalué aussi le service naturel de fertilisation en calculant le coût d'achat des fertilisants à 256 dollars par an et par hectare. Ils ont aussi évalué les pertes financières dues à l'érosion à quatre dollars par an et par hectare.

Les méthodes basées sur les coûts de production sont souvent limitées, car elles ne comparent pas les coûts marginaux à utiliser la lutte biologique avec les bénéfices marginaux, c'est-à-dire la perte ou le gain dû à l'ajout d'une unité supplémentaire d'un intrant. C'est ce que permet de faire l'approche par la fonction de production.

B. Les méthodes basées sur la fonction de production

Une fonction de production exprime les relations entre les facteurs de production et la quantité produite (Freeman, 1993). C'est à ce titre que l'approche par la fonction de production considère les services écosystémiques utiles à l'agriculture et les PPP au même titre que les autres facteurs de production. Et, comme tout autre facteur de production, la valeur économique des SE et des PPP peut être assimilée à leur impact sur la productivité de la production commercialisée. Par conséquent, l'effet sur le bien-être d'un changement dans la quantité dans laquelle les PPP sont utilisés et les SE sont fournis est mesuré par le changement des quantités ou des prix à l'équilibre de marché.

Or, les deux intrants que sont les PPP et les SE ont des productions jointes négatives, car l'utilisation de PPP va dégrader la fourniture de SE utiles à l'agriculture. Il en résulte que l'impact sur la productivité de l'utilisation des deux intrants ne serait pas linéaire, mais plutôt à rendement marginal décroissant, c'est-à-dire que plus on utilise des PPP, plus les SE se dégradent et plus l'accroissement de la production diminue. C'est ce que démontrent par exemple Kleftodimos *et al.* (2021) sur l'utilisation simultanée des PPP, des abeilles domestiques et des abeilles sauvages.

Ainsi, l'approche par la fonction de production peut consister en toutes les pratiques visant à déterminer l'impact des PPP sur les SE en fonction de leurs effets sur la production ou de leurs conséquences sur les surplus des consommateurs et des producteurs, ou les deux. Dans cette approche, la valeur des bénéfices des SE ou de l'impact des PPP sur les SE peut être déduite de l'observation directe ou indirecte des échanges sur les marchés. L'approche par la fonction de production peut prendre différentes formes plus ou moins complexes.

B.1. La méthode d'analyse du rendement

La méthode d'analyse des rendements permet de comparer les productions des cultures avec ou sans PPP. Des expériences sur le terrain permettant de mesurer l'apport des SE. C'est le cas, par exemple, du service de pollinisation (Garratt *et al.*, 2014 ; Klatt *et al.*, 2014) cette méthode permet de capturer les bénéfices directs des services de pollinisation par les insectes à l'échelle du champ, d'estimer plus précisément les variations des bénéfices entre les cultivars, et de saisir les bénéfices marginaux de ces services. Cette méthode est utilisée par Meng *et al.* (2016) pour comparer deux pratiques agricoles pour la production de pomme dans la province de Shandong en Chine en 2012 : une pratique conventionnelle dans laquelle les PPP sont utilisés pour gérer les ravageurs et une pratique dite biologique où les PPP sont remplacés par des méthodes non chimiques comme l'utilisation de prédateurs naturels et de pièges. Ils estiment ainsi les différences de rendement qui seraient entre 12% et 20% supérieurs dans le cas de la pratique conventionnelle.

Olschewski *et al.* (2007) estiment comment les forêts impactent le rendement des cultures de café en Indonésie et en Équateur. Les forêts sont considérées comme un écosystème fournissant des habitats naturels aux insectes pollinisateurs. Ainsi, ils observent que les plants de café éloignés des forêts ont des rendements plus faibles que ceux plus proches. Ils en concluent que le maintien des habitats naturels proches des champs est une composante nécessaire pour garantir les rendements. L'utilisation des PPP est analysée, mais de façon non significative dans cette étude.

De Groote *et al.* (2008) ont conduit dans plusieurs pays d'Afrique une étude sur les impacts positifs de l'utilisation d'une espèce de maïs résistante à un herbicide (imazapyr), ce qui permettrait de limiter l'impact négatif de la présence d'une plante parasite (Striga). Une évaluation contingente permet d'estimer la proportion d'agriculteurs prêts à utiliser ce maïs résistant et l'herbicide, qui au total conduirait à une extension de l'utilisation de la variété résistante à 44% des surfaces cultivées. L'effet mesuré ici est celui de l'extension des terres où le PPP est utilisé, laquelle est elle-même un reflet de l'espérance de gains de rendements des agriculteurs se déclarant prêts à adopter cette pratique.

Cependant, la méthode d'analyse des rendements est adaptée à des échelles très locales. Elle nécessite la saisie de données sur les bénéfices et les déficits de SE, mais elle tient difficilement compte directement des effets relatifs des autres intrants ou services écosystémiques. Par exemple Meng *et al.* (2016) concluent leur étude en favorisant tout de même la pratique biologique pour trois raisons. Premièrement, la qualité des fruits est meilleure, car ils n'ont aucun résidu chimique. Deuxièmement, l'environnement naturel est plus sain, car sans résidu non plus. Enfin, les pommes biologiques se vendent plus cher sur les marchés et donc le bénéfice net pourrait être plus important malgré le plus faible rendement. Mais elle peut fournir le niveau de vulnérabilité ou de sensibilité de la production végétale face à une dégradation d'un SE.

B.2. Méthode du modèle de la fonction de production

L'évaluation de la pollinisation sur la base de modèles de fonction de production permet de mesurer la production qui résulte de changements marginaux dans les services écosystémiques par rapport à d'autres facteurs de production (par exemple, la terre, les PPP, la main-d'œuvre, etc.) qui influencent la production végétale (Bateman *et al.*, 2011 ; Hanley *et al.*, 2015). En économie, ces modèles permettent de déterminer la fonction d'offre des entreprises et des exploitations et donc des quantités d'intrants optimaux c'est-à-dire la quantité de PPP et de SE nécessaires pour optimiser la production. Ces modèles permettent de maximiser la production en prenant en compte les contraintes liées à l'exploitation. Les contraintes peuvent être simplement de limiter les coûts de production ou plus complexes en intégrant des variables environnementales, sanitaires, réglementaires ou techniques. Mghirbi *et al*. (2017) ont développé un modèle appelé "OptiPhy" qui permet d'estimer la quantité optimale d'utilisation de PPP en fonction de contraintes sanitaires, réglementaires et économiques. Pour cela, le modèle propose différents scénarios en quantité et en fréquences d'application des PPP et estime les impacts sur l'environnement, la santé et le coût de production. Ce modèle est appliqué pour la production de vin et de pommes dans le sud de la France. Pour chacune de ces productions, Mghirbi *et al.* (2017) démontrent qu'il serait plus efficient pour les exploitations de réduire la quantité de PPP.

Bien qu'un très bon outil d'aide à la décision pour les décideurs privés, OptiPhy est un modèle technico-économique qui décrit l'environnement comme une donnée exogène et non comme un intrant à la production. Ainsi, il ne fait pas ressortir l'effet des productions jointes. Zhang et Swinton (2009 ; 2012) ont développé un modèle d'optimisation prenant en compte ces productions jointes négatives. Pour cela, ils se sont intéressés au SE de lutte biologique. En 2009, ils ont développé un modèle dit "dynamique" c'est-à-dire sur plusieurs périodes dans lequel ils estiment la quantité optimale de PPP et de prédateurs naturels nécessaires pour la production de soja au Michigan (États-Unis). En prenant en compte la production jointe négative causée par l'utilisation des PPP sur les prédateurs naturels, ils estiment que la baisse de PPP permettrait de baisser les coûts entre 600 et 1 000 dollars par hectare et par an. Dans une autre étude sortie en 2012 menée dans plusieurs États américains (Illinois, Indiana, Iowa, Michigan et Minnesota), ils évaluent le gain de la baisse de l'usage des PPP et du maintien des prédateurs naturels à 84 millions de dollars pour une année.

Enfin, Gul *et al.* (2006) ont utilisé la méthode de la fonction de production pour démontrer que la plantation accrue de cultures destinées à la production de biocarburants, comme le maïs, qui dominent déjà de grandes surfaces dans les paysages agricoles, pourrait bien réduire les services de biocontrôle. Ils expliquent que cela est dû principalement à l'utilisation de PPP. À cet effet, ils déterminent comment l'augmentation de la production de maïs et donc l'utilisation de PPP dégrade les populations d'arthropodes en tant que service écosystémique dans les paysages agricoles. Les auteurs ont adopté l'approche de la fonction de production pour l'évaluation monétaire qui permet de déduire la valeur des services de biocontrôle de leurs effets sur la production d'un produit commercialisé, telle que le soja.

C. Méthode des prix de marché

Les critiques des tentatives précédentes d'attribuer une valeur monétaire aux services écosystémiques ont souligné l'importance de se concentrer sur les changements marginaux, de prendre en compte les alternatives les plus probables et de reconnaître les effets de rétroaction des prix du marché. Ce biais peut être levé avec la méthode des prix du marché.

La méthode des prix de marché consiste à évaluer la part de la production qui dépend des SE et, en utilisant le prix des cultures d'en estimer la valeur totale. Dans le cas des insectes pollinisateurs, la part de la production dépendante des insectes est calculée par le biais d'un indicateur appelé le ratio de dépendance. Ces ratios de dépendance aux pollinisateurs sont des mesures des proportions de rendement spécifiques aux visites d'insectes sur une variété de cultures à force d'expériences écologiques ; voir Klein *et al.* (2007). Ces ratios permettent de représenter la valeur de la production totale annuelle des cultures directement attribuables aux pollinisateurs dans d'autres domaines (Brading *et al.*, 2009 ; Lautenbach *et al.*, 2012 ; Leonhardt *et al.*, 2013). Losey *et al.* (2006) utilisent cette méthode pour estimer la valeur du service de pollinisation des abeilles aux États-Unis à 3 milliards de dollars par an. En utilisant la même méthode, Gallai *et al.* (2009) ont estimé la valeur du service de pollinisation des abeilles à l'échelle mondiale à 153 milliards de dollars par an.

Nayak *et al.* (2019) ont utilisé cette méthode pour estimer tous les SE offerts par l'agro-écosystème des rizières dans l'est de l'Inde. Ils estiment que la valeur des SE est de 1 122 dollars par hectare par an. Pour cela, ils ont estimé la part des SE dans la production de riz qu'ils ont multiplié par le prix du riz.

Un service de régulation et de maintien ne doit pas toujours être mesuré de façon indirecte par sa contribution à des productions commercialisées : c'est notamment le cas lorsque le SE est lui-même marchand. Il existe ainsi un marché des services de pollinisation (Burgett *et al.*, 2004) : le prix d'une colonie d'abeilles louée ou achetée est une mesure directe par unité de sa valeur de pollinisation. De cette façon, la valeur économique des pollinisateurs gérés, achetés ou loués pour les services de pollinisation reflète leurs bénéfices en matière de pollinisation d'une manière comparable aux autres intrants. Toutefois, la méthode du marché des services de pollinisation présente des limites (IPBES, 2016). Cette méthode de marché des services de pollinisation ignore les rôles des pollinisateurs sauvages dans la pollinisation des cultures, or de nombreux pays dépendent encore uniquement des pollinisateurs sauvages pour les services de pollinisation. De plus, les prix du marché de la location de colonies d'abeilles ou de

ruches sont influencés par les forces du marché plus que par celles de leurs bénéfices en matière de pollinisation (par exemple, le marché du miel).

Au final, la méthode des prix de marché permet d'estimer la dépendance (et donc la vulnérabilité) de la production vis-à-vis des SE, mais elle suppose que les services sont actuellement à leur niveau maximal et ne tient pas compte des effets relatifs d'autres intrants ou des interactions entre services écosystémiques. De plus, si la méthode des prix du marché des produits des cultures (comme dans Costanza *et al.*, (1997) et Matheson et Schrader, (1987)) offre un moyen simple de saisir la valeur des SE car seules des données sur les prix sont nécessaires, elle ne reflète pas la valeur marginale des PPP sur les SE car le prix de marché prend en compte l'effet de tous les facteurs de production.

Une nuance à la méthode de prix de marché existe lorsque le SE est lui-même marchand. C'est le cas du marché des services de pollinisation (Burgett *et al.*, 2004), le prix d'une colonie d'abeilles louée ou achetée est une mesure directe par unité de sa valeur de pollinisation. De cette façon, la valeur économique des pollinisateurs gérés achetés ou loués pour les services de pollinisation reflète leurs bénéfices en matière de pollinisation d'une manière comparable aux autres intrants. Toutefois, la méthode du marché des services de pollinisation présente des limites (IPBES, 2016). Cette méthode de marché des services de pollinisation ignore les rôles des pollinisateurs sauvages dans la pollinisation des cultures. De plus, les prix du marché de la location de colonies d'abeilles ou de ruches sont influencés par les forces du marché plus que par celles de leurs bénéfices en matière de pollinisation (par exemple, le marché du miel). De plus, de nombreux pays dépendent encore uniquement des pollinisateurs sauvages pour les services de pollinisation.

D. Les méthodes d'évaluation basées sur les variations d'équilibre de marché

Ces modèles permettent d'estimer l'impact de la dégradation des SE dû aux PPP sur les équilibres de marché. Pour cela, les économistes analysent la variation de l'équilibre offre-demande avant et après le choc écologique. Plus précisément, ils comparent les surplus des producteurs (le total des bénéfices que perçoivent l'ensemble des producteurs dont lecoût de production est inférieur au prix d'équilibre du marché) et celui des consommateurs (le total des bénéfices obtenus sous forme de dépenses évitées par les consommateurs qui seraient prêts à payer davantage que le prix d'équilibre du marché pour acquérir le même produit). La somme du surplus du producteur et du surplus du consommateur est le bien-être social.

Il existe deux grandes catégories de modèles : les modèles d'équilibre partiel, représentant l'offre et la demande sur un marché, et les modèles d'équilibre général, simulant l'impact des variations de prix sur un système complet de marchés.

Le modèle d'équilibre partiel est explicité par la Figure 13-9. Supposons que cette figure représente un marché d'un bien agricole. La droite de demande (Demande) montre la relation décroissante entre le prix et les quantités de ce bien que le consommateur consent à acheter. La droite de l'offre (Offre à t=0) représente la relation croissante entre le prix et la quantité que le producteur consent à produire. Le point d'interception entre les deux droites est appelé l'équilibre de marché qui définit le prix d'équilibre (P à t=0) et la quantité échangée (Q à t=0). À cet équilibre, le surplus du consommateur est représenté par le triangle comprenant la somme des aires A, B, C et D et le surplus du producteur est représenté par le triangle comprenant la somme des aires E, F et G.

Si maintenant nous supposons que le producteur doit faire face à une attaque de ravageurs sur son champ et que le taux de prédateurs naturels soit trop faible, alors soit il va perdre une partie de sa production ce qui va mener à une baisse des rendements à l'hectare, soit il va devoir augmenter son utilisation d'intrants chimiques. Dans les deux cas, la courbe d'offre va passer de Offre à t=0 à Offre à t=1. Il en résulterait une modification de l'équilibre de marché où le prix va augmenter (de P à t=0 à P à t=1) et les quantités échangées vont baisser (de Q à t=0 à Q à t=1). Les nouveaux surplus de producteurs seraient les aires B et G et le surplus du consommateur serait l'aire A. Les deux surplus baisseraient amenant à une baisse du bien-être social par rapport à l'état t=0. La même analyse peut être menée avec d'autres services écosystémiques comme la pollinisation ou la quantité d'eau disponible par exemple.

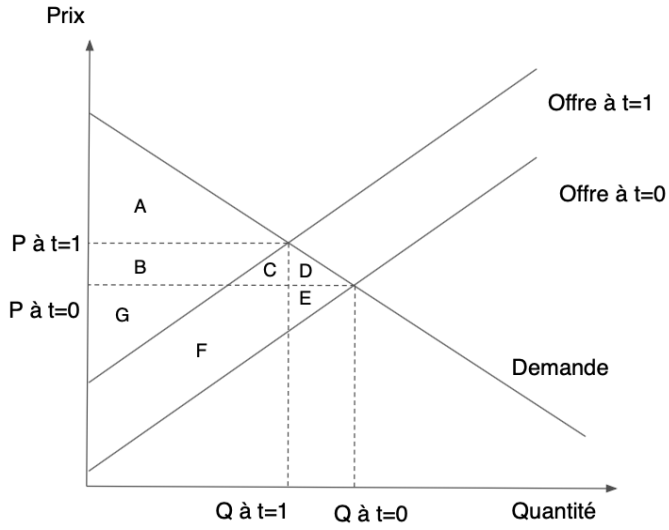


Figure 13-9. Schéma expliquant la mesure relative du bien-être social (adapté de Zhang *et al.* (2018)).

Différents auteurs ont utilisé cette approche pour appréhender la valeur des SE. Le premier exemple vient de Zhang *et al.* (2018) qui ont analysé les variations de surplus pour le marché du blé dans le sud-est de l'Angleterre. Le blé est une culture qui est ravagée l'été par les pucerons, pour lesquels il existe cependant des prédateurs naturels. Les auteurs ont analysé le meilleur scénario par rapport à trois scénarios de base qui sont "ne rien faire s'il y a une infestation", "utiliser des PPP automatiquement" et un scénario intermédiaire consistant à pulvériser des insecticides en fonction du taux de pucerons des céréales dans les champs (cinq pucerons/tireur). Cette méthode est celle de la pulvérisation basée sur le seuil économique. Ils estiment que ce dernier scénario est celui qui a le plus important surplus social (2,3 millions de £).

Ces modèles sont aussi utilisés pour l'évaluation économique des services de pollinisation par les insectes (Gordon et Davis, 2003; Gallai *et al.*, 2009) estiment la valeur de bien-être d'un changement de prix sur le revenu disponible pour les producteurs et les consommateurs d'un marché de culture unique. Gallai *et al.* (2009) estiment l'impact d'un déclin des insectes pollinisateurs sur le surplus du consommateur à l'échelle mondiale entre 153 et 422 milliards de dollars suivant l'élasticité du prix de la demande.

Le service de pollinisation n'est pas le seul SE évalué par cette méthode. Ainsi, dans le cadre d'une estimation monétaire des SE rendus par la grande barrière de Corail en Australie en lien avec la qualité de l'eau, De Valck *et al.* (2018) ont estimé le surplus des producteurs pour 3 secteurs : les pêcheurs professionnels, les touristes et les pratiquants des activités récréatives. Ils considèrent trois grands types de pollution (les nutriments, les dépôts de sédiments et les PPP) et leurs impacts sur trois grands écosystèmes (les mangroves, les herbiers et les récifs coralliens). La méthode consiste à estimer les bénéfices sociaux, mesurés par la somme des surplus du producteur et du consommateur, apportés par les trois SE considérés dans les localités de la côte australienne, puis à évaluer la perte de bénéfices engendrée par les pollutions. Une augmentation de 1% des émissions de PPP aurait un impact négatif d'abord sur le tourisme, puis sur les activités récréatives et enfin sur la pêche. Ces impacts seraient cependant moins importants que ceux occasionnés par les nutriments et par les sédiments.

À ce jour, les modèles d'équilibre général qui se concentrent sur l'évaluation d'un service écosystémique sont peu nombreux. Bauer et Wing (2016) ont utilisé cette approche pour estimer la valeur des services de pollinisation. Pour cela, ils estiment l'impact sur le bien-être mondial dû aux changements de prix sur les producteurs et les consommateurs à la fois au sein du marché des cultures et à travers d'autres marchés liés (par exemple, les marchés du travail et des produits non agricoles). Cette méthode capture les effets des pollinisateurs à travers et au sein des marchés ; ce qui génère de nombreux effets de substitution. En conséquence, cette méthode ne permet pas d'identifier les effets de déclin de la pollinisation seule et encore moins l'impact marginal des PPP.

Le choix des mesures à appliquer, c'est-à-dire l'utilisation des PPP, la rotation agricole, etc., ont toujours des implications économiques. Reboud *et al.* (2016) ont observé que la non-utilisation de PPP sur les cultures de maïs entraînait des conséquences pour les agents pathogènes, qui ont augmenté, avec des implications pour les pertes de marché. Les PPP font partie d'un compromis entre les avantages économiques et la protection de la biodiversité. Enfin, d'autres aspects sociaux méritent également notre attention. La connaissance locale des insectes en tant que fournisseurs de SE peut être essentielle et devrait être prise en compte dans la gestion (Rawluk et Saunders, 2019).

L'efficacité des produits phytosanitaires a un impact sur la production agricole et par là même sur le rendement obtenu. Une étude menée par Fatma Handan Giray *et al.* (2019) destinée à changer le comportement des producteurs de pommes turques dans la lutte contre les produits phytosanitaires grâce aux pièges à phéromones est particulièrement intéressante pour caractériser une utilisation moindre de PPP et d'une certaine manière penser en termes d'impacts évités sur les écosystèmes. En particulier, l'une des études a comparé les pyrales piégées par des pièges à phéromone placés au milieu des parcelles et ont évalué le nombre de fruits endommagés et non endommagés. Ils ont constaté que 17,2% des fruits étaient endommagés dans le traitement à la phéromone, 3,7% dans le traitement aux produits agrochimiques homologués et 40,9% dans le traitement sans PPP au cours de la première année, tandis que 28,7, 3,8 et 62,1% des fruits étaient endommagés respectivement au cours de la deuxième année de l'étude. Les effets des phéromones sur la productivité ont été jugés prometteurs par les auteurs.

4.1.2. Évaluations se concentrant sur la demande et les besoins des consommateurs

L'évaluation économique de l'impact des PPP sur les SE peut être aussi envisagée du point de vue de la demande. Pour cela, deux approches peuvent être déployées. La première consiste à estimer le surplus du consommateur comme il a été expliqué dans la sous-partie précédente. Il suffit d'estimer les variations de surplus en fonction des variations de prix dû à la dégradation d'un service écosystémique.

Par exemple, dans le cadre d'une estimation monétaire des SE rendus par la grande barrière de Corail en Australie selon la qualité de l'eau déjà décrite plus haut, De Valck et Rolfe (2018) ont aussi estimé le surplus des consommateurs pour les trois 3 secteurs considérés : pêche professionnelle, tourisme et activités récréatives.

Cependant, en ce qui concerne les pertes de bénéfices engendrées par les pollutions, les résultats présentés analysent les variations du bien-être total et ne séparent donc pas les impacts des PPP sur le surplus des consommateurs et les impacts sur le surplus des producteurs.

Gallai *et al.* (2009) comme Southwick et Southwick (1992) ont estimé l'impact du déclin des pollinisateurs sur le surplus des consommateurs. Pour cela, ils ont estimé l'élasticité prix de la demande, un indicateur qui estime les variations de la demande d'un produit en pourcentage pour l'augmentation d'un euro du prix. Il est généralement négatif, c'est-à-dire que plus le prix augmente, plus la demande baisse et plus l'élasticité se rapproche de 0, plus la variation de surplus du consommateur augmente. Cette élasticité a été estimée économétriquement par Southwick et Southwick (1992) et par scénario pour Gallai *et al.* (2009). Or l'élasticité du prix de la demande qui représente les préférences peut dépendre de facteurs subjectifs que l'on pourrait appeler les perceptions des consommateurs.

Dans notre cas, les économistes s'intéressent aux perceptions que les consommateurs ont vis-à-vis de la présence des résidus de PPP sur les denrées alimentaires que les gens achètent et surtout la perception qu'ils ont de l'impact sur la santé et l'environnement qu'auraient ces PPP.

Wei *et al.* (2020) ont analysé la perception de l'impact des néonicotinoïdes sur les abeilles. Pour cela, ils ont observé le comportement d'achat de consommateurs américains de plantes ornementales. Leur expérience consistait à regrouper 141 participants dans un laboratoire d'économie expérimentale à qui ils ont demandé de faire des enchères sur différentes plantes ayant différents labels : « avec néocotinoïde », « sans néocotinoide » et « certifié meilleur pour les abeilles ». Le résultat montre que les participants étaient prêts à payer plus cher (0,34 €

de plus) les plantes sans néocotinoide et encore 0,20 $ de plus lorsque les plantes avaient le label « certifié meilleur pour les abeilles ».

Enfin, dans une évaluation bioéconomique, Fiquepron *et al.* (2013) étudient l'impact de différents modes d'occupation des sols sur la qualité de l'eau et par suite le prix de l'eau potable. Le service écosystémique considéré est donc la fourniture d'eau potable. Les auteurs ne produisent pas d'évaluation directe de l'impact des PPP sur ce service, mais leur modèle montre que la présence de forêt réduit la présence de PPP dans les réserves en eau, ce qui réduit les besoins de traitements et le prix payé par le consommateur d'eau potable.

L'évaluation économique de l'impact des PPP sur les SE en passant par la demande se mesure jusqu'ici dans notre analyse en faisant référence aux prix de marché. Il est possible que ces impacts ne soient pas marchands. Ces derniers sont traités dans la partie suivante.

4.2. Valeurs d'usage non marchande

Les services écosystémiques peuvent fournir des bénéfices à la société qui ne sont pas vendus sur les marchés comme la pollinisation de la flore sauvage qui participe à créer des aménités ou les forêts qui participent à l'atténuation du réchauffement climatique et fournissent de nombreux services culturels. Il existe deux approches permettant d'appréhender ces valeurs : les approches des préférences déclarées et les approches par les préférences révélées. Les approches des préférences révélées estiment la valeur des SE par le biais d'un marché existant, mais pas directement lié aux bénéfices du SE (Pearce et Howarth, 2000). Deux méthodes principales relèvent de cette approche, qui sont la méthode des prix hédoniques et celle des coûts de transport. La première méthode permet d'estimer la valeur marginale d'une aménité sur un bien dont on fait l'acquisition, comme la valeur d'une maison qui peut être influencée par la vue sur la montagne ou la mer ou le prix d'un café qui va varier suivant le lieu où il est consommé. La seconde méthode est principalement utilisée pour estimer la valeur d'un lieu en estimant le prix que l'on consent à payer pour s'y rendre.

Les estimations de la valeur des services écosystémiques peuvent être obtenues directement par le biais des préférences déclarées (Hanley *et al.*, 2001). Ces méthodes consistent à estimer le consentement à payer pour la préservation d'un service écosystémique par le biais d'une enquête. Pour cela, l'évaluateur crée des scénarios dans lesquels un ou plusieurs bénéfices d'un SE est ou sont offerts, mais avec des niveaux différents. Ces bénéfices sont associés à des paiements plus ou moins élevés pour la préservation du SE. Ensuite, ces scénarios sont présentés à des personnes durant l'enquête. Sur la base de leurs déclarations et d'une analyse économétrique, les évaluateurs peuvent déterminer le consentement à payer de ces personnes pour la préservation du SE et donc estimer les bénéfices qu'ils pensent pouvoir en retirer. Les méthodes les plus connues sont l'évaluation contingente et le « choice experiment » (ou « choice modelling »), en français la méthode des choix expérimentaux.

Une évaluation contingente a été menée par Mwebaze *et al.* (2018) pour estimer le consentement à payer pour la protection des insectes pollinisateurs en Angleterre. Il a mené une enquête auprès de 345 personnes interrogées durant le salon de l'agriculture dans le Yorkshire en Angleterre. Le résultat principal est que les ménages sont prêts à payer 43 £ de taxe par année pour protéger les abeilles. Il a ensuite agrégé son résultat auprès des 30 millions d'anglais qui payent des taxes pour estimer la valeur des abeilles en Angleterre à 1,3 milliard £ par an. Son étude était la première à traiter de la valeur non marchande des abeilles. Elle souffre néanmoins de défauts comme le fait que l'étude ne détaille pas quels bénéfices de la pollinisation sont évalués exactement. Mais aussi la méthode utilisée, l'évaluation contingente, est de moins en moins utilisée et souvent remplacée par le choice modelling qui, en jouant sur des scénarios plus complexes comprenant davantage d'attributs, permet une évaluation plus précise et moins biaisée.

4.3. L'analyse coût-bénéfice

L'évaluation économique trouve son utilité dans l'aide à la décision pour les décideurs publics et privés. Pour cela, elle est souvent intégrée dans une analyse coût-bénéfice (ACB). Cette analyse consiste à calculer la valeur actualisée de la somme des flux futurs de bénéfices et de coûts d'un projet. Si le résultat net final est positif alors le projet est mis en place sinon il est refusé.

Dans le cas de l'impact des PPP sur les services écosystémiques, cette méthode permet principalement d'analyser l'intérêt d'une pratique écologique par rapport à une autre. Elle permet aussi en principe d'intégrer dans l'évaluation toutes les valeurs qu'elles soient marchandes ou non et donc in fine de les prendre en compte dans la prise de décision.

Un premier exemple d'ACB se trouve dans l'article de van Wilgen *et al.* (2004) qui analyse l'intérêt de remplacer les pesticides par le service de lutte biologique en Afrique du Sud. Ils définissent le coût privé comme le coût de recherche pour un contrôle efficace de six espèces invasives : Cactus articulé, Sesbania rouge, Lantana, Acacia à longues feuilles, Acacia doré et Hakea soyeux. Les bénéfices associés à la lutte biologique sont de trois ordres : la réduction de la compétition pour l'eau entre les cultures et les plantes invasives, la valeur des terres qui est réduite à cause des plantes invasives et le gain en biodiversité. Ils trouvent que le ratio bénéfice sur coût est supérieur à un, c'est-à-dire que les bénéfices sont supérieurs aux coûts quand on remplace les PPP par un service de lutte biologique. Le ratio varie en fonction des plantes invasives. Par exemple, le fait de traiter le cactus articulé avec la lutte biologique permet d'améliorer la valeur des terres de 9 246 millions de rand par an, la valeur de la biodiversité de 1 023 millions de rand alors que le coût de recherche est de 8,9 millions de rand. Le ratio est donc de 10 269 millions de rand sur 8,9 millions de rand, soit un bénéfice plus de 1 000 fois supérieur aux coûts.

Des ACB peuvent aussi analyser les impacts en lien avec plusieurs services écosystémiques. Morandin *et al.* (2016) analysent un projet de mise en place de haies en prenant en compte le service de pollinisation et celui de lutte biologique. Ils supposent que la mise en place de haies autour des champs de grandes cultures est peu faite, car les agriculteurs estiment les coûts trop élevés. Ils ne prendraient pas en compte les bénéfices des SE dans leurs calculs. En effet, les haies serviraient d'habitat naturel pour un ensemble d'insectes qui auraient des effets bénéfiques pour la production agricole future. Certains insectes serviraient de prédateurs aux nuisibles et d'autres serviraient de pollinisateurs. Les auteurs estiment que le service de lutte biologique pourrait être rentabilisé au bout de 16 années et lorsqu'ils prennent en compte la pollinisation, alors le seuil de rentabilité passerait à 7 années.

Un autre exemple peut trouver sa source dans l'évaluation de l'utilité d'un système d'aide à la décision (AVENA-PC) du point de vue agronomique, économique et environnemental sur le contrôle herbicide d'*Avena sterilis ssp. ludoviciana*. Il s'agit d'une adventice parmi les plus abondantes en Espagne et dans d'autres régions méditerranéennes qui entraînent des pertes de récolte dans le blé d'hiver. Pour ce faire, plusieurs auteurs (Gonzalez-Andujar *et al.*, 2010) se sont appuyés sur des paramètres économiques (prix du blé, coût du traitement herbicide à la dose recommandée par l'étiquette ainsi que tous les autres coûts de production des cultures) pour établir des coûts de rendement par rapport à la quantité d'utilisation des PPP. Ce ratio a révélé qu'une utilisation moindre de PPP par rapport à une utilisation standard entrainerait des bénéfices autant économiques qu'environnementaux sans diminuer de manière significative les rendements agronomiques. D'une certaine manière, ce bilan entre le coût de rendements et les apports de celui-ci peut constituer un calcul indirect de la valeur de l'impact évité.

Deacon *et al.* (2015) ont proposé ce qu'ils présentent comme la première estimation des impacts de l'utilisation d'un insecticide fondée sur l'évaluation des SE. L'analyse est appliquée à la culture de citrons dans la région de Valence en Espagne, considérant quatre scénarios impliquant l'utilisation ou non d'une combinaison d'un insecticide (chlorpyrifos), d'un régulateur de la croissance des insectes (pyriproxifen), des zones de végétation protégées (c'est-à-dire sans PPP) et de l'abandon partiel des surfaces cultivées. Sur un horizon de 50 ans, le scénario le plus avantageux économiquement pour la somme des quatre services évalués est le scénario combinant les deux insecticides et des zones protégées.

De façon similaire, Deacon *et al.* (2016) ont conduit une évaluation de l'impact d'un nématicide utilisés pour la production de tomates en Italie, le 1,3-dichloropropene (1,3-D), fondée sur l'approche par les services écosystémiques. Cinq scénarios sont considérés, incluant l'utilisation ou non du 1,3-D ou de traitements alternatifs (solarisation, biofumigation). Les scénarios sont comparés sur un horizon temporel de 10 ans, pour deux régions de production. Le service le plus sensible aux différents scénarios est la production alimentaire, suggérant que l'utilisation raisonnée et combinée à d'autres techniques du PPP étudié reste la plus à même de maintenir un niveau élevé de services écosystémiques.

Une analyse coûts-bénéfices de deux espèces alternatives (la pruche du Canada et la pruche de Chine) utilisables en foresterie est proposée par Dampier *et al.* (2018). L'espèce endémique (canadienne) n'est pas résistante aux parasites alors que l'espèce chinoise l'est : par conséquent cette dernière présente un ratio-bénéfices/coûts supérieur, y compris dans un scénario sans PPP. L'ACB est réalisée avec un outil préexistant (U.S. Department of Agriculture Forest Service i-Tree MyTree calculator) qui inclut l'évaluation, en plus de la production arboricole, de 4 autres services écosystémiques : la séquestration du carbone, la protection des tempêtes, la réduction de la pollution atmosphérique et « l'économie d'énergie » permise par la régulation du climat local. Cependant, les résultats sont fournis pour les ACB finales de chaque scénario, pas pour les évaluations intermédiaires, dont celles concernant les impacts sur chaque SE.

Deux articles ont étudié les bénéfices associés à des programmes d'éradication de plantes invasives affectant les milieux aquatiques continentaux aux États-Unis.

Une analyse coûts-bénéfices d'un programme d'éradication d'une plante invasive présente dans les écosystèmes d'eau douce en Louisiane (États-Unis) a été conduite (Wainger *et al.*, 2018). Les bénéfices de l'éradication sont mesurés pour quatre services écosystémiques : la pêche récréative, la chasse à la sauvagine, le tourisme et la fourniture d'eau potable. Sur une période de 38 ans, les bénéfices sont estimés à 4,2 milliards de dollars, principalement en lien avec la pêche récréative. L'éradication utilise le contrôle biologique, mais aussi les herbicides, qui sont donc ici responsables d'un impact positif sur les services écosystémiques. Cependant, il n'est pas proposé de séparation entre les impacts du contrôle biologique et les impacts des herbicides.

Weber *et al.* (2021) ont conduit une analyse coûts-bénéfices d'un programme d'éradication d'une plante invasive présente dans les écosystèmes d'eau douce en Floride. Les bénéfices de l'éradication sont mesurés pour deux services écosystémiques : la pêche récréative et les autres usages récréatifs (navigation, promenade, etc.). Par rapport au scénario privilégié incluant des recherches sur le biocontrôle, le scénario contre-factuel comprend l'utilisation d'un herbicide, dont les impacts négatifs sur l'écosystème sont supposés limités. Ce scénario contre-factuel inclut donc une estimation des impacts positifs de l'utilisation d'un herbicide sur certains services écosystémiques. L'analyse de sensibilité montre toutefois qu'une augmentation du niveau d'utilisation de l'herbicide peut conduire à un résultat net négatif, mais cela uniquement en raison de la hausse du coût des traitements.

4.4. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes

Nous avons analysé 73 articles sur l'évaluation économique de l'impact des PPP sur les services écosystémiques. Nous avons réparti ces 73 articles entre trois approches principales : les évaluations économiques des bénéfices marchands des SE (regroupant des approches par l'offre, la demande ou les deux), les évaluations économiques des bénéfices non marchands des SE et les Analyse Coûts-Bénéfices, pouvant regrouper les bénéfices marchands et non marchands. Le tableau suivant résume la répartition des articles par SE (Tableau 13-9). L'approche la plus utilisée est celle de l'évaluation économique des biens marchands qui a été utilisée 56 fois dans 55 articles, car il y a un article qui combine l'offre et la demande. L'ACB a été utilisée à 12 reprises et l'approche par les bénéfices non marchands a été utilisée six fois. L'approche par l'offre a été utilisée principalement pour évaluer les bénéfices marchands des SE.

Les SE les plus analysés sont la production alimentaire, la lutte biologique, la qualité de l'eau et la pollinisation (Tableau 13-9). Ce résultat est le même pour toutes les approches d'évaluation économique. On peut noter que la régulation du climat est un SE très peu analysé puisqu'il n'est intégré qu'une fois dans une analyse coûts-bénéfices. Cela est peut-être dû au fait que ce SE est très peu impacté par les PPP.

Tableau 13-9. Synthèse de la répartition des articles en fonction des SE et des approches économiques

		Bénéfice marchand des SE		Bénéfices non marchands des SE	ACB
		Offre	Demande		
Nombre d'évaluation					
		54	2	6	12
Catégorie des services écosystémiques	Services écosystémiques				
Les services d'approvisionnement	Productions alimentaires	48	2	4	11
	Productions non alimentaires	2	0	1	1
Les services de régulation et de maintien	Sol	7	0	1	3
	Qualité de l'eau	12	1	3	5
	Lutte biologique	38	0	1	7
	Pollinisation	11	1	2	3
	Habitat	1	0	0	2
	Biodiversité	3	1	0	1
	Régulation du climat	0	0	0	1
Les services culturels	Le tourisme	1	0	0	2
	Les services récréatifs	2	0	1	3
	Les services esthétique et patrimonial	0	0	0	1

Comme pour les évaluations biophysiques, la grande majorité des 73 articles portent sur le biome terrestre (86% ; voir Tableau 13-10). Quatre évaluations portent sur le biome marin et 6 sur l'eau continentale. Il faut noter que trois articles traitent en même temps deux biomes. Le premier évalue en même temps des SE des biomes marin et terrestre et, deux autres évaluent les biomes terrestre et eau continentale.

Tableau 13-10. Répartition des articles traitant des valeurs économiques en fonction des biomes étudiés

Biomes	Terrestre	Marin	Eau continentale	Total
Terrestre	60			
Marin	1	4		
Eau continentale	2	0	6	
Total	63	4	6	73

En termes de méthodes d'évaluation, la grande majorité des articles mobilise l'approche de l'évaluation marchande des SE, en se centrant d'abord sur la question de la relation entre utilisation des PPP et niveau obtenu pour le service d'approvisionnement alimentaire puis en élargissant éventuellement à d'autres services utiles à la production agricole. Les évaluations faisant appel aux méthodes non marchandes sont rares, et portent paradoxalement autant sur les SE de production alimentaire que sur les SE culturels ou de régulation, pour lesquels elles ont pourtant été créées à l'origine.

Les méthodes faisant appel à l'évaluation marchande sont la méthode des coûts de production, la méthode des fonctions de production, la méthode des prix de marché et enfin les analyses des équilibres de marché. Ces méthodes traduisent une complexification croissante de la réalité prise en compte. Les deux premières méthodes raisonnent à l'échelle de l'exploitation agricole. La méthode des coûts de production cherche simplement à comparer les gains obtenus de l'utilisation de méthodes alternatives aux PPP, notamment le biocontrôle. La méthode des fonctions de production prend en compte les combinaisons de facteurs de production ce qui lui permet d'intégrer les productions jointes négatives de l'utilisation des PPP sur les autres services écosystémiques utiles à l'agriculture. La méthode des prix de marché est avant tout une technique qui permet d'utiliser un indicateur mesurable, en général le prix d'un service marchand comme la production agricole, pour estimer la valeur d'autres services ayant contribué, dans une certaine proportion, à cette production. Enfin, les analyses des équilibres de marché ouvrent progressivement le raisonnement vers d'autres attentes sociales que la seule optimisation du service de production alimentaire. En intégrant la notion de surplus du consommateur, ces approches peuvent tout d'abord montrer les pertes de bien-être induits par les impacts des PPP sur les SE utiles à l'agriculture, comme la pollinisation, mais aussi permettre de prendre en compte la demande pour des produits agricoles issus de pratiques plus respectueuses de l'environnement ainsi que pour les autres services écosystémiques impactés par les PPP, y compris ceux fournis par les écosystèmes aquatiques continentaux et les écosystèmes marins.

Un deuxième grand groupe de travaux, nettement moins importants que le premier, mais néanmoins significatif concerne donc la remobilisation des évaluations de SE dans le cadre d'analyses coût-bénéfices (ACB). La plupart des ACB consistent à comparer des scénarios d'aménagement des pratiques agricoles combinant des niveaux plus ou moins élevés d'utilisation des PPP. Les bénéfices intégrés dans ces analyses s'étendent à d'autres SE que la production alimentaire, mais sans que l'éventail des SE pris en compte soit très large pour autant : il ne dépasse jamais 4 services au total et les services de régulation (qualité des eaux, maintien de la biodiversité…) sont globalement peu pris en compte. De plus, ils reproduisent le déficit de prise en compte des bénéfices non marchands déjà constatés à propos des méthodes d'évaluation des impacts des PPP sur les SE. **Ces Analyses Coûts-Bénéfices tendent donc à négliger de nombreuses sources de bénéfices, soit en écartant un type de SE, soit en ne considérant pas les bénéfices non marchands retirés d'un SE. Ces réserves méthodologiques obligent à relativiser la portée des conclusions des ACB relevées dans notre revue de littérature, qui tendent toutes à privilégier des scénarios d'optimisation de l'utilisation des PPP et jamais des scénarios d'abandon complet de ces produits.** Ainsi, les articles proposant des évaluations économiques en appui à la prise de décision semblent intégrer dans leurs scénarios l'impossibilité d'imposer à la société une orientation forte, telle que l'abandon des PPP au nom du principe de précaution, de la préservation du capital naturel critique, ou de l'atteinte du bon état écologique. Enfin, nous devons souligner que notre revue de littérature n'a pas fait ressortir d'articles proposant des analyses coût-efficacité, qui constituent en principe la méthode de comparaison de scénarios à privilégier lorsqu'un objectif social normatif, comme le bon état écologique, a été fixé *a priori*.

5. Dimensions sociales des impacts des PPP sur les SE

Saisir les dimensions sociales des impacts des PPP sur les services écosystémiques est beaucoup moins palpable, plus diffus que celles biophysiques ou économiques dès lors qu'elles dépendent des groupes d'acteurs concernés ainsi que de leur représentation à l'égard de l'impact des PPP comme de l'appropriation de la notion de service écosystémique (aspect qui sera développé en détail dans la section 6.5).

Dès lors, la perception et la représentation des acteurs concernant l'impact des PPP et des choix associés sont des éléments de compréhension importants pour appuyer les choix des politiques publiques (section 5.1). Plus largement, la question de l'impact des PPP sur les services écosystémiques s'inscrit dans une vision du monde qui oriente et façonne les modes de production agricole durable retenus et qui peuvent heurter ou entrer en résonance avec des valeurs culturelles (section 5.2).

5.1. La place de la dimension sociale dans l'appui aux politiques publiques

Considérer la dimension sociale dans l'appui aux politiques publiques permet à la fois de formuler une décision politique plus complète pour considérer l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques (section 5.1.1) en particulier, en prenant en compte l'ensemble des compromis et enjeux qui se jouent. En outre, considérer la dimension sociale dans l'appui aux politiques publiques permet également de mieux s'assurer de la mise en œuvre de ces dernières dès lors que les acteurs sociaux, principalement les agriculteurs, ont une meilleure connaissance des risques liés à l'impact des PPP (section 5.1.2).

5.1.1. Une meilleure formulation des politiques publiques à l'égard de la multiplicité des enjeux relatifs aux produits phytopharmaceutiques

Une meilleure formulation des politiques publiques concernant la multiplicité des enjeux entourant les produits phytopharmaceutiques implique de considérer l'ensemble des compromis entourant l'usage des PPP, soit la production alimentaire, la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques. Une meilleure formulation de ces politiques publiques implique également de penser aux effets rebond (ou rétroactifs) délétères sur les services écosystémiques de l'application de politiques de lutte utilisant des PPP.

Comme l'indique le papier d'Holt *et al.* (2016), les politiques qui influencent les décisions agronomiques sont rarement prises en tenant compte des compromis qui existent entre la production alimentaire, la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques. C'est pourquoi les auteurs développent une approche qui peut révéler ces compromis en vue d'évaluer les options politiques actuelles et futures qui affectent les intrants agricoles (par exemple, les PPP, les nutriments) et les pratiques. Ils ont procédé à un recensement de chaque substance active de produits herbicides, fongicides et insecticides les plus couramment utilisés pour le blé d'hiver, le colza et les haricots d'hiver. 30 substances actives ont ainsi été évaluées. L'impact potentiel sur 9 services écosystémiques clés des cultures arables a ensuite été évalué. Ces services écosystémiques particuliers ont été choisis, car ils sont généralement considérés comme faisant partie des services écosystémiques les plus importants fournis par les systèmes de culture, mais également parce qu'il s'agit de ceux identifiés par les documents de l'EFSA discutant des impacts des PPP sur les services écosystémiques. Les auteurs précisent qu'il ne s'agit pas d'une liste exhaustive des services écosystémiques, mais qu'elle est représentative et appropriée pour démontrer l'approche.

Par ailleurs, a posteriori, les choix politiques, lesquels se traduisent par des obligations juridiques, peuvent également avoir des conséquences délétères sur les décisions agronomiques. Ceci appelle également à une meilleure évaluation des risques susceptibles de porter atteinte aux services écosystémiques. Dans ce cas, il s'agit du service de pollinisation par les abeilles, lequel est susceptible d'améliorer non seulement le rendement, mais aussi la qualité des produits agricoles - y compris plusieurs aspects tels que l'apparence, la teneur en nutriments, ou la durée de conservation (Klatt *et al.*, 2016). L'interdiction de certains produits phytopharmaceutiques, en l'espèce les néonicotinoïdes, a conduit au report d'utilisation vers d'autres produits phytopharmaceutiques. Or, ces auteurs s'intéressent à l'origine de cette interdiction. Ils indiquent qu'un insecticide soit toxique pour les abeilles individuelles ou d'autres pollinisateurs est une finalité en soi, mais la question critique est celle de savoir si les abeilles dans les paysages agricoles sont affectées d'une manière qui peut réduire la persistance à long terme des populations. Est soulignée, par là même que les connaissances sur l'impact général des insecticides sur les pollinisateurs sont encore limitées. Plus encore, ces mêmes auteurs indiquent que les évaluations actuelles des risques environnementaux avec les méthodes de lutte antiparasitaire ont une capacité limitée à prédire les conséquences pour les populations de différentes espèces de pollinisateurs dans des conditions naturelles. Dès lors, une évaluation alternative consisterait à mesurer les effets sublétaux en tant que paramètres après une exposition aux insecticides, afin d'éclairer les évaluations des risques environnementaux et donc potentiellement aussi les évaluations des risques sur les SES et enfin les décisions réglementaires.

5.1.2. Connaissance des risques liés aux impacts des PPP par les acteurs sociaux

Si la connaissance du risque lié aux impacts des PPP est de nature à entraîner une diminution de l'usage des PPP, le critère du rendement reste un critère décisif pour les agriculteurs dans leur choix. Il ressort également que l'amélioration de cette connaissance à l'aide d'outils d'aide à la décision ou encore le recours à des conseillers agricoles spécialisés sont d'une grande aide pour diminuer l'usage des PPP et favoriser le recours à des pratiques alternatives.

La perception et la représentation des acteurs concernant l'impact des PPP et des choix associés sont également des éléments de compréhension importants pour appuyer les choix des politiques publiques en ce qu'ils permettent d'évaluer la conscience et connaissance du risque pour les acteurs sociaux. Les travaux de Gao *et al.* (2018), ont contribué à identifier la préférence des agriculteurs chinois à l'égard des firmes de produits antiparasitaires et ce afin de promouvoir une production agricole "plus propre". Cet examen de leur préférence, fondé sur une méthode d'évaluation de la préférence, a été motivé par le fait que les agriculteurs ne sont globalement pas satisfaits des services proposés par les entreprises antiparasitaires. Il ressort en premier lieu que l'engagement de rendement de la part des entreprises antiparasitaires constitue un critère décisif pour les agriculteurs, tout particulièrement les exploitations familiales céréalières. La Chine se caractérise par l'existence de deux types d'agriculture : les exploitations familiales céréalières et les ménages traditionnels. En second lieu, ces travaux révèlent que l'amélioration de la connaissance par les exploitations familiales céréalières des services de lutte contre les ravageurs permettrait de réduire de manière significative la fréquence d'utilisation des PPP chimiques ; en effet, elles ne disposent pas d'une base scientifique pour la prévention et la lutte contre les ravageurs, et l'utilisation opportune, efficace et rationnelle des PPP est également difficile, ce qui entraîne un ratio PPP inapproprié et une fréquence excessive d'utilisation des PPP. Ce scénario menace non seulement la santé des agriculteurs familiaux, mais affecte également la qualité de leurs produits agricoles et aggrave les problèmes de sécurité causés par des résidus de PPP excessifs. Bien que les auteurs soulignent les limites de la méthode de la référence pour apprécier les hétérogénéités d'échelle, la prise en compte de la préférence des agriculteurs peut être intéressante pour apprécier la place du ratio impact des PPP/bénéfices économiques. De même, cet article met en exergue la place de l'information comme critère déterminant pour favoriser la diminution de l'usage des produits phytopharmaceutiques.

Dans la même lignée, Fatma Handan Giray *et al.* (2019) dans un papier consacré aux changements de comportement des producteurs de pommes turques dans la lutte contre les produits phytopharmaceutiques grâce aux pièges à phéromones indiquent que le facteur le plus important ayant influencé les décisions des agriculteurs en matière de lutte contre les parasites vers une solution alternative concerne ses effets sur le rendement des pommes, suivi par la facilité de mise en œuvre et le prix abordable. *A contrario*, les agriculteurs qui n'ont pas utilisé les pièges à phéromones ont déclaré qu'ils ne l'ont pas fait parce que cela ne vaut pas la peine de s'en préoccuper (81%) pour les raisons suivantes : manque de temps pour s'en occuper, petite exploitation, la lutte chimique est suffisante ou les pièges à phéromones ne sont pas efficaces. In fine, les agriculteurs ont déclaré que la raison de l'utilisation du piège à phéromones était le succès dans la lutte contre le carpocapse (81%) et le bénéfice économique (19%), et ils ont dit qu'ils aimeraient continuer à l'avenir, car le coût de leurs intrants avait diminué et le rendement du produit avait augmenté. Le bénéfice économique est là encore un critère déterminant dans les choix d'utilisation des produits phytopharmaceutiques, bien souvent au-delà des aspects de santé environnementale ou de santé humaine.

Le comportement des agriculteurs vis-à-vis des services écosystémiques a aussi été étudié par Yang *et al.* (2020). Sur la base d'enquêtes en face à face, ils ont déterminé les déterminants qui influent sur leurs perceptions des SE et donc sur leurs pratiques agricoles. Ainsi, ils démontrent que les SE sont considérés comme importants pour les agriculteurs avec une préférence décroissante entre la régulation de l'eau, la pollinisation, la lutte biologique contre les parasites, le maintien de la diversité génétique naturelle et l'assimilation des déchets. Ils démontrent aussi que leurs incitations à les protéger dépend aussi du revenu de leur exploitation. Par exemple, si celui-ci est inférieur à 25 071 RMB (Renminbi, monnaie chinoise), alors ils préféreront augmenter les profits que de faire de la lutte biologique contre les parasites. Enfin, les auteurs montrent que ce seuil de revenu peut être réduit lorsque le niveau

d'éducation des agriculteurs est plus élevé. Ils en concluent que le niveau d'éducation des agriculteurs doit être amélioré, qu'il faut concentrer les zones de culture fragmentées et créer des incitations raisonnables pour préserver et restaurer les SE et augmenter le revenu des agriculteurs, ce qui peut ensuite renforcer les résultats positifs de la croissance du revenu.

Cette dernière analyse révèle la complexité du choix décisionnel à réaliser pour les acteurs en prise avec la possibilité ou non d'user de produits phytopharmaceutiques. C'est pourquoi, plusieurs auteurs (Gonzalez-Andujar *et al.*, 2010) se sont penchés sur l'évaluation de l'utilité d'un système d'aide à la décision (AVENA-PC) du point de vue agronomique, économique et environnemental sur le contrôle herbicide d'*Avena sterilis ssp. ludoviciana*. Il s'agit d'une adventice parmi les plus abondantes en Espagne et dans d'autres régions méditerranéennes qui entraînent des pertes de récolte dans le blé d'hiver. Les auteurs soulignent que la prise de décision en matière de gestion des mauvaises herbes est une tâche complexe qui nécessite l'intégration de la biologie des mauvaises herbes, des risques environnementaux, des besoins en main-d'œuvre, du potentiel de rendement des cultures, de l'efficacité d'une mesure de contrôle donnée et de l'économie. Dès lors, l'utilisation de systèmes d'aide à la décision est un moyen pour les producteurs et les consultants de gérer l'intégration de ces facteurs complexes. Les résultats obtenus sont concluants puisqu'ils révèlent que le système d'aide à la décision, en raison de sa flexibilité, peut recommander moins d'herbicides que la pratique standard de l'agriculteur, en offrant des bénéfices environnementaux évidents et un contrôle adéquat des mauvaises herbes avec un rendement des cultures maintenu et des rendements nets similaires à la pratique standard de l'agriculteur.

Plus largement, l'analyse des conséquences de l'utilisation de PPP est complexe, car ces dernières sont en première approche, positives sur la production agricole, mais négatives sur l'environnement et la santé humaine. En effet, les PPP sont utilisés en agriculture pour lutter contre un dis-service écosystémique c'est-à-dire les attaques de ravageurs qui sont fournis par les écosystèmes. Mais ces mêmes PPP vont impacter d'autres services, positif pour la société, mais négatif pour la production agricole, et fournie par le même écosystème. Il n'est pas évident de prendre cette complexité en compte. C'est ce que relèvent Sponsler *et al.* (2019) dans leur revue de littérature sur les PPP et les pollinisateurs. Les auteurs expliquent que la clé est le savoir et analysent d'où peut provenir ce savoir. Aux États-Unis comme en France, les agriculteurs peuvent faire appel à des conseillers agricoles. Ces conseillers sont souvent payés en commission par des compagnies qui vendent des PPP. Or Brodt *et al.* (2005) ont démontré que ces conseillers avaient plus tendance à inciter à l'utilisation de PPP que des conseillers indépendants (à noter qu'aux États-Unis, les conseillers agricoles travaillant pour le service public sont considérés comme indépendants).

Ces conseillers doivent aussi démontrer que l'utilisation de service écosystémique de lutte biologique peut réduire les coûts et améliorer l'efficience économique de la ferme. Bien que de nombreux travaux montrent cette efficacité, les agriculteurs ont du mal à changer de pratiques. Sponsler *et al.* (2019) prennent l'exemple des pratiques agricoles basées sur l'Integrated Pest Management (ou Lutte antiparasitaire intégrée). Cette pratique propose de limiter l'utilisation des PPP chimiques au strict minimum en les combinant avec des PPP non chimiques. Brewer *et al.* (2012) ont démontré que cette pratique n'amène pas forcément à une réduction de PPP chimiques aux États-Unis. Cette absence de réduction de l'utilisation des PPP peut être attribuée à la grande incertitude associée à certains modèles de prévision des ravageurs et des maladies, qui encourage l'utilisation prophylactique des traitements (Epstein et Bassein, 2003), ainsi qu'au manque d'incitations pour les chercheurs à développer de meilleurs outils de prise de décision (Hokkanen, 2015). De plus, comme les prix des PPP n'ont pas augmenté aussi fortement que d'autres intrants (par exemple, la main-d'œuvre), il pourrait exister une incitation indirecte à l'utilisation prudente des PPP pour éviter d'autres coûts (Gent *et al.*, 2013). De plus, les nouvelles technologies, notamment l'incorporation de gènes exprimant la tolérance aux insecticides et aux herbicides, ainsi que les traitements de semences, ne sont clairement pas compatibles avec les principes de la lutte intégrée (Hokkanen, 2015). L'impact de ces dernières est d'ailleurs encore largement discuté du fait d'un manque de méthodes d'évaluations et de résultats sur la nature de ces impacts.

Les possibles leviers d'actions des politiques publiques sont analysés par Bell *et al.* (2016) et Bell et Zhang (2016) qui analysent la réaction d'agriculteurs au Cambodge pour la mise en place d'habitats naturels comme substitut aux PPP. Sur la base de jeux de rôles, les agriculteurs sont amenés à prendre des décisions sur la mise en place

de ces habitats sous différentes conditions comme des incitations économiques (par exemple des subventions), mais aussi avec le droit ou non de communiquer avec les autres agriculteurs. Ainsi, les auteurs démontrent que la communication est un vecteur important, plus que les incitations économiques. Ce travail montre aussi que la perception des effets des PPP sur l'environnement par les agriculteurs n'est pas suffisante pour les amener à changer de pratique, les normes sociales semblent jouer un rôle très important pour cela.

Dans le même esprit, les auteurs partent du constat selon lequel la production de cultures pollinisées par les insectes dépend généralement de l'utilisation de PPP ainsi que de la pollinisation, ce qui entraîne un conflit potentiel entre ces deux facteurs (Ellis *et al.*, 2015). Les auteurs en déduisent le besoin de combiner la modélisation écologique et l'analyse économique pour étudier les effets de l'utilisation des PPP sur les abeilles sauvages et domestiques. Dans ce même papier, ils accordent une place importance à la possibilité pour les agriculteurs de compenser partiellement les effets négatifs des PPP sur les populations d'abeilles en créant davantage d'habitats pour les abeilles sur l'exploitation. En particulier, pour compenser ce phénomène, les agriculteurs peuvent encourager les abeilles sauvages à nicher dans la zone de butinage des cultures en leur fournissant un habitat privilégié pour leur sédentarisation et en leur offrant d'autres ressources de butinage sur l'exploitation lorsque la culture n'est pas en fleur. La protection de ce service de pollinisation peut apparaître facilitée par cette entrée par insecte et donc axée sur l'abeille elle-même. Toutefois, une vigilance sera de mise au regard des travaux précédents relatifs à la réalité de l'évaluation des risques d'atteinte du service de pollinisation via une approche individuelle des abeilles et plus particulièrement de leur mortalité.

Il n'en demeure pas moins que la création et protection d'habitats pour les abeilles attire sans nul doute l'attention sur le service de pollinisation. La protection de l'abeille devient ainsi également un médiateur entre l'agriculteur et le service de pollinisation.

5.2. Évaluations socioculturelles

Les modes de consommation des PPP comme les solutions préconisées ne sont culturellement pas neutres (section 5.2.1). C'est pourquoi actionner des changements à l'échelle d'un même groupe ayant donc une même identité sociale constitue un facteur de changement intéressant (section 5.2.2).

5.2.1. Le marquage culturel des modes de consommation des PPP comme des solutions préconisées

Dans un article de 2019, Hatt et Osawa (2019) indiquent que malgré le fait que la durabilité soit devenue un concept dominant qui guide la politique agricole et environnementale de l'UE, les stratégies de lutte contre les ravageurs sont toujours façonnées par des visions du monde ; ces visions du monde, qui sont au cœur des différents modèles agricoles, guident les agriculteurs dans leurs champs et les décideurs politiques lorsqu'ils fixent les incitations financières et les réglementations. Le point de départ de leur analyse vise à distinguer l'utilisation des PPP selon les systèmes agricoles. Ils soulignent que malgré une forte pluralité de systèmes au sein de chacune de ces typologies, celles-ci opposent généralement les systèmes qui s'appuient sur des intrants externes, et parmi eux les PPP (c'est-à-dire l'agriculture moderne, l'agriculture conventionnelle ou intensive), à ceux qui limitent les usages d'intrants et s'appuient davantage sur les services écosystémiques rendus par l'agro-biodiversité. Ils posent comme base de réflexion que les choix faits pour encourager le développement de certaines stratégies de gestion des nuisibles dans l'Union européenne ne sont pas neutres.

Ce constat est aussi démontré par Ortiz (2006) qui revient sur l'histoire de la gestion des ravageurs de la pomme de terre au Pérou de 1552 à nos jours. Il distingue trois grandes périodes. La première correspond à l'ère préhispanique où les stratégies de gestion des ravageurs étaient définies par l'Empire inca. Les savoirs étaient indigènes et se partageaient entre les gens. La seconde période coïncide avec l'arrivée des Espagnols sur le continent sud-américain. L'objectif premier des conquérants était de profiter des mines et pour cela les Incas représentaient une source de travail. L'agriculture était nécessaire pour nourrir ce qui n'était pour eux qu'un capital

travail. Ils ont donc modifié l'organisation des champs, en créant des grandes fermes, appelées haciendas, où ils faisaient pousser des cultures d'Europe. De plus, les Incas étaient déplacés de leurs villages pour travailler dans les mines. Par conséquent, les savoirs indigènes pour l'agriculture ont commencé à disparaître. La troisième période commence au début du 19e siècle. Durant cette période, les haciendas ont prospéré et les cultures comme la canne à sucre et le coton étaient produites pour être exportées vers l'Europe. C'était le début de l'agriculture intensive. L'utilisation de PPP se répand à partir des années soixante et la réforme agraire dans le pays. Les savoirs ne sont plus partagés entre les agriculteurs, mais proviennent des écoles et du gouvernement. C'est ainsi qu'à partir des années quatre-vingt-dix que celui-ci décide de mettre en place des stratégies basées sur une gestion intégrée des ravageurs en limitant l'utilisation des PPP. Mais ces pratiques sont difficiles à mettre en place, car les acteurs sont multiples et sont guidés par des intérêts individuels différents.

Pour déterminer le caractère viable de l'intensification écologique auprès des petits producteurs (Kansiime *et al.*, 2021), une vaste étude par le biais d'enquêtes a été menée au Kenya pour identifier ce qui permettrait de soutenir l'adoption des pratiques bénéfiques de l'intensification écologique. En effet, cette intensification implique l'emploi d'un ensemble de pratiques de gestion, notamment la mise en place d'infrastructures écologiques, la modification des pratiques de gestion agricole, telles que la réduction du travail du sol ou les cultures intercalaires, et la protection ou la création d'habitats semi-naturels. Ce mode de production agricole s'appuie sur l'utilisation des services écosystémiques basés sur la biodiversité pour favoriser un meilleur rendement et réduire la dépendance aux intrants agrochimiques. Les auteurs soulignent que malgré les avantages procurés par ce mode de production, leur adoption par les petits exploitants n'est pas aussi répandue qu'elle pourrait l'être. Parmi les objectifs de l'étude, il figure celui d'enquêter sur les connaissances actuelles des agriculteurs en matière de pollinisation et de lutte naturelle contre les ravageurs, ainsi que sur les pratiques agricoles existantes employées pour améliorer les avantages des pollinisateurs et des ennemis naturels. **Cette enquête révèle notamment le manque de connaissances des agriculteurs à l'égard des services écosystémiques quand bien même ces derniers sont largement utilisés par les agriculteurs (tels que la pollinisation). Plus encore, il est par ailleurs rappelé** (Khumairoh *et al.*, 2012) **que l'intensification des systèmes agricoles utilisant des intrants élevés de ressources non renouvelables et de produits chimiques conduit souvent à la dégradation des ressources naturelles, tandis que la plupart des innovations technologiques ne sont pas accessibles aux petits exploitants qui représentent la majorité des agriculteurs dans le monde.**

Une autre enquête toujours liée à l'amélioration des pratiques agricoles a été menée par Hevia *et al.* (2021). Leur point d'entrée est la perception des agriculteurs vis-à-vis des insectes pollinisateurs. Pour cela, ils interrogent 376 agriculteurs dans différentes régions d'Espagne. Ils en concluent que **la plupart des agriculteurs sont conscients que les pollinisateurs sont essentiels à la production de leurs cultures et que l'une des meilleures façons de les maintenir serait de diminuer l'utilisation de PPP. Pourtant, les auteurs notent un gap entre les constats des agriculteurs et leurs pratiques. Ils expliquent ce gap par le manque de connaissance technique pour substituer les PPP surtout pour les producteurs avec des grandes exploitations.**

De façon plus spécifique, car concernant la question des espèces exotiques et envahissantes, il est intéressant de souligner que la perception de l'impact des produits phytopharmaceutiques varie selon la "cible de ces derniers" et la perception qu'ont les différents acteurs de cette cible. L'étude menée par Hobart *et al.* (2020) montre que la connaissance du statut d'indigène ou d'exotique envahissant a une influence sur l'acceptation des méthodes de gestion. Les utilisateurs de la nature peuvent avoir des niveaux plus élevés d'acceptation des méthodes létales parce qu'ils sont économiquement dépendants de l'extraction des ressources de la nature. Ce papier met également en exergue que pour la mise en œuvre des politiques et de la gestion des espèces exotiques envahissantes, le soutien du public est de plus en plus important, en particulier lorsqu'il s'agit d'espèces charismatiques et de méthodes létales. Est notamment souligné le rejet général des produits chimiques (herbicides, granulés empoisonnés) comme méthode pour tuer les espèces exotiques envahissantes.

5.2.2. Le groupe et l'identité sociale d'un groupe comme facteur de changement

Le choix de recourir à des solutions alternatives aux PPP est un choix difficile pour les agriculteurs. Il est lié en partie à une représentation assez distante avec les services écosystémiques. Il peut être encouragé par un phénomène d'appartenance à un même groupe et donc d'identité sociale. Le papier de Kuhfuss *et al.* (Kuhfuss *et al.*, 2016) montre que l'introduction d'un bonus collectif conditionnel dans un programme agro-environnemental (PAE) peut améliorer la participation des agriculteurs et augmenter les changements de pratiques à l'égard des PPP. En particulier, il est souligné que cette logique de bonus monétaire contribue à augmenter les attentes des agriculteurs sur la participation des autres, déplaçant ainsi une norme sociale pro-environnementale et favorisant l'adoption de pratiques agricoles moins intensives en PPP. Le bonus monétaire n'est pas établi sur le résultat environnemental, mais sur le taux d'engagement, seuil de participation, facteur d'adoption de pratiques favorables à une utilisation moindre de PPP.

5.3. Synthèse des résultats : typologie des impacts et des lacunes

Finalement, nous avons relevé 29 articles traitant de la dimension sociale de l'impact des PPP sur les SE. Comme pour les autres dimensions, les SE les plus analysés sont la production alimentaire, la lutte biologique et la pollinisation.

On observe toutefois deux résultats qui divergent des autres dimensions d'évaluation. Premièrement, les articles sur la dimension sociale traitent plus largement des SE comme la biodiversité, les habitats et les services culturels (Tableau 13-11). Cela est sans doute dû au fait que l'approche sociale permet d'aborder des SE qui sont plus faciles à mesurer qualitativement et dont l'appréciation est morale. Le second constat est que 25 articles sur les 29 traitent d'au moins deux SE en même temps et 25% en traitent plus de deux.

Tableau 13-11. Quantité d'articles par SE traitant de la dimension sociale.

Catégorie des services écosystémiques	Services écosystémiques	Quantité d'articles par SE	Quantité d'articles par catégorie de SE
Les services d'approvisionnement	Productions alimentaires	25	26
	Productions non alimentaires	1	
Les services de régulation et de maintien	Sol	4	53
	Qualité de l'eau	5	
	Lutte biologique	20	
	Pollinisation	11	
	Habitat	4	
	Biodiversité	7	
	Changement Climatique / régulation climatique	1	
Les services culturels	Le tourisme	2	8
	Les services récréatifs	2	
	Les services esthétique et patrimonial	4	

La grande majorité des 29 articles sur la dimension sociale porte sur le biome terrestre (90% ; Tableau 13-12). Une évaluation porte sur le biome marin et 1 sur l'eau continentale. Seulement deux articles traitent en même temps deux biomes. Le premier évalue en même temps des SE du biome marin et eau continentale et, un autre évalue les biomes terrestres et eau continentales.

Tableau 13-12. Répartition des articles traitant des valeurs économiques en fonction des biomes étudiés

Biomes	Terrestre	Marin	Eau continentale	Total
Terrestre	25			
Marin	0	1		
Eau continentale	1	1	1	
Total	26	2	1	29

Peu d'articles ont été consacrés à la valeur sociale de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques au regard des autres valeurs considérées (biophysique et économique). Ceci s'explique largement par le fait que la dimension sociale s'exprime ici en réaction aux processus d'évaluations biophysiques et économiques des services écosystémiques. Il y a donc un temps d'appropriation nécessaire dès lors que la relation sociale aux écosystèmes ne s'est pas exprimée en ces termes.

Dès lors, les écrits traitant de l'impact des produits phytopharmaceutiques ne portent généralement pas directement sur les services écosystémiques, mais plutôt sur une représentation sociale plus générale de l'impact de ces produits phytopharmaceutiques. À ce titre, il ressort que l'acceptation de cet impact ou plus largement de l'usage des produits phytopharmaceutiques dépend de la cible visée. En d'autres termes, si la cible présente d'autres utilités sociales que la production agricole, soit une utilité esthétique, voire affective, l'acceptation de produits phytopharmaceutiques sera plus controversée, quand bien même, la cible serait considérée comme un nuisible pour l'agriculture.

Plus généralement, les leviers de changement identifiables tiennent d'une part à l'identité sociale d'un groupe d'agriculteurs pour favoriser le recours à des pratiques alternatives nécessitant moins ou pas de produits phytopharmaceutiques. D'autre part, la formulation même des politiques publiques relatives à l'usage des produits phytopharmaceutiques constitue un levier déterminant. Leur élaboration nécessite de traiter la question de l'usage des produits phytopharmaceutiques non pas de manière fragmentée, mais comme un tout pour embrasser et considérer l'ensemble des choix auxquels les acteurs sont directement confrontés. Enfin, la mise en œuvre de ces politiques requiert de s'appuyer sur une meilleure connaissance des risques des agriculteurs.

6. Réflexions transversales sur l'analyse bibliographique relative à l'impact des PPP sur les SE

Les trois parties précédentes ont servi à faire une analyse de notre corpus bibliographique en focalisant chacune sur un indicateur de l'impact des PPP sur les SE qui sont les indicateurs biophysiques, l'évaluation économique et la dimension sociale. Cette sixième partie porte sur des éléments clés saillants transversaux à ces trois parties. Premièrement, nous constatons que le lien entre les PPP et les services écosystémiques a été très peu étudié. Nous discuterons les raisons pouvant expliquer ce constat. Ensuite, nous présenterons des méthodes d'analyse pouvant regrouper les trois types d'évaluation que l'on appelle les approches intégrées. Dans la continuité, nous débattrons de la difficulté de représenter les différents types de valeurs. Enfin, nous reviendrons sur la notion d'appropriation sociale des SE, une notion qui nous semble nécessaire pour mieux comprendre les impacts des PPP sur le bien-être social.

6.1. Rareté des articles sur le lien PPP et services écosystémiques

Un premier élément de synthèse porte sur la difficulté de trouver des articles scientifiques portant spécifiquement sur le lien entre l'usage de PPP et l'évaluation de son impact spécifique sur les services écosystémiques. Cela

nous amène à nous questionner sur la difficulté, voire la capacité des communautés scientifiques à traiter du lien entre les PPP, les SE et les bénéfices sociaux.

Sur la base de notre corpus bibliographique, nous avons émis quatre hypothèses expliquant ce manque de développement sur les SE par les scientifiques. La première porte sur l'aspect intégrateur des pressions sur les SE. On entend par là le fait que beaucoup d'articles analysent les conséquences de la dégradation des SE sur la société sans expliciter clairement que la source de pression sont les PPP. Au contraire, les auteurs listent un ensemble de pressions dont les PPP peuvent faire partie. Ainsi, il est délicat de dire que la dégradation du SE et la perte de bénéfices sociaux qui en résulte est le résultat uniquement des PPP. Par exemple, la plupart des articles analysant l'impact de la dégradation sur le service de provision alimentaire citent les PPP comme une des pressions dans une liste qui regroupe le changement climatique, la destruction des habitats naturels des insectes ou les espèces invasives.

Une seconde explication tient au fait que l'évaluation des impacts se fait parfois de façon indirecte ou implicite. Trois cas nous permettent d'affirmer cela. Le premier est lorsque l'impact est présenté comme étant un risque. Partant de là, quand le principe de précaution s'applique, la possibilité qu'il y ait un risque est une incitation suffisante à l'action donc on n'a pas besoin d'avoir une vision fine du risque et donc une évaluation fine et spécifique liée aux impacts des PPP sur les SE. Le second cas est lorsque l'évaluation porte sur l'impact "évité". Cela consiste à l'évaluation des substituts biologiques aux PPP. Et le troisième cas est lorsque les impacts des PPP sur les SE sont évoqués à l'occasion d'exercice de comparaison entre différents modes de gestion des systèmes agricoles.

La troisième raison pourrait être que les indicateurs d'effets biologiques de l'impact des PPP, soit seraient insuffisamment mis en œuvre et/ou soit ils ne seraient pas encore suffisamment reliés aux SE. Ce constat a donné lieu à une réflexion plus poussée au sein du groupe d'expert de cette ESCo et a abouti à la rédaction d'un texte dédié (Pesce *et al.*, 2021). Ce texte précise qu'il existe encore un large fossé entre la plupart des paramètres écotoxicologiques utilisés dans l'évaluation des risques des PPP et les conséquences potentielles sur les services écosystémiques. Nous y proposons un cadre conceptuel permettant de relier les connaissances actuelles et futures sur les effets écotoxicologiques des PPP sur la biodiversité et les processus écologiques aux effets sur les fonctions et services écosystémiques.

Ceci nous amène à la quatrième raison plus fondamentale, on peut supposer que l'appartenance disciplinaire (sciences de la nature et sciences sociales par exemple) pourrait créer un biais ou un manque ne permettant pas de prendre en compte la complexité de la relation entre les PPP et les SE. Par exemple, les spécialistes de l'impact des PPP ne sont pas des spécialistes des SE et travaillent rarement avec eux et, réciproquement, les spécialistes des SE ne sont pas spécialistes des PPP et travaillent rarement avec eux. Or l'approche par les SE a été conçue pour créer des passerelles entre sciences de la nature et sciences sociales, en particulier l'écologie d'un côté et l'économie de l'autre. Cependant, dès lors que l'on touche à des sujets plus spécifiques comme celui de l'évaluation de l'impact des PPP sur les SE, les d'experts issus des approches de science de la nature et ceux issus des sciences sociales se raréfient, ce qui diminue le nombre de rencontres. Ainsi, malgré un objet commun, chacun arrive avec ses outils et ses méthodes. On peut se demander si, finalement, la notion de SE ne nous amène pas à nous confronter à l'écueil de l'interdisciplinarité, car cela serait trop complexe. Par exemple, un écologue qui travaille sur la notion de fonction écologique ou de potentiel de service va mobiliser des indicateurs liés au fonctionnement de l'écosystème et il ne travaillera pas directement sur l'impact sur les SE.

Pour conclure, peu d'études existent sur le lien entre PPP et SE ayant un regard sur la biodiversité. Cela s'explique par le fait que l'impact sur les SE est acquis ou peu développé. Ainsi, la notion d'impact des PPP sur l'écosystème est suffisante pour déclencher une réponse sans avoir à passer par une évaluation *stricto sensu* de l'impact sur les SE. Par conséquent, un grand nombre de papiers portent sur la réponse c'est-à-dire soit sur le changement de pratique ou sur les politiques publiques. Ces réponses sont construites par rapport à un risque qui est défini en fonction de l'impact sur l'état et les potentialités de l'écosystème et non sur la fourniture effective du SE.

6.2. La nécessité de réaliser des approches intégrées de l'évaluation des impacts sur les SE

Une approche intégrée de l'évaluation de l'impact des PPP sur les SE est une évaluation qui rendrait compte des différentes valeurs (biophysique, économique et sociale) de cet impact afin d'avoir une information complète, holistique (voir par exemple (Wang *et al.*, 2013)) d'un bouquet de services écosystémiques (Wang *et al.*, 2013). L'analyse multicritère est un exemple d'approche intégrée. Elle serait un outil pertinent pour un décideur public pour l'informer des dégâts des PPP sur les SE. Or ce genre d'études n'est que peu apparu dans notre corpus bibliographique malgré, par exemple, des mots clés comme « analyse multicritère » ou « modèle écologique économique ». En effet, sur les 147 articles, il n'y en a qu'un qui intègre les trois types d'évaluation : biophysique, économique et sociale (Figure 13-8).

Plus précisément, des modèles d'évaluation d'approches intégrées sont apparus dans les premières étapes du processus de sélection du corpus (voir section 2.4.2), mais celles-ci portaient sur la gestion de l'exploitation par exemple l'approche intégrée dite IPM (Integrated Pest Management), (Aiello *et al.*, 2018) et non pas en appui à la gestion. La nuance est importante, car dans le cas des approches intégrées pour la gestion, les indicateurs portent sur des variables comptables, sociales et environnementales agrégées pour guider les acteurs vers différentes pratiques en fonction d'objectifs précis. Les évaluations ne prennent pas en compte l'impact marginal des PPP par exemple. Or les évaluations en appui à la gestion évaluent les impacts des différents intrants sur les productions marchandes, mais aussi non marchandes (Zhang *et al.*, 2007). Elles permettent donc de connaître les valeurs intermédiaires de l'impact des PPP sur les différents SE.

Pourtant, ce genre d'évaluation serait utile, car elle permettrait d'avoir des valeurs pluridimensionnelles prenant en compte la multitude des impacts des PPP sur les SE. Plus précisément, elle informerait sur l'impact économique, biophysique et social, sur les SE, mais aussi sur les interactions entre les SE et la production finale (Comino *et al.*, 2014). Ainsi, elle permettrait soit de guider, soit de préciser, soit de faciliter le processus décisionnel pour la gestion multi objectifs d'un bouquet de SE.

De telles évaluations par l'approche intégrée nécessitent une plus grande connaissance scientifique ce qui nous laisse penser que la recherche n'est pas encore assez avancée pour effectuer ce genre d'évaluation. L'évaluateur ou le groupe d'évaluateurs doit cumuler des expertises sur les évaluations biophysiques, économiques et sociales. Ils doivent aussi comprendre d'où viennent les SE et comment ils sont impactés, voire déréglés ou dégradés par les PPP. Donc, le groupe doit aussi intégrer un expert sur la notion de fonction écologique. Aussi, ils doivent pouvoir travailler en pluridisciplinarité. Pour réaliser des évaluations à grande échelle, il faut institutionnaliser des lieux d'échange entre les disciplines (exemple : GIEC et IPBES) afin de faciliter la communication et la compréhension.

6.3. Complexité de l'évaluation des SE

Dans ce chapitre nous avons été amenés à analyser des travaux portant sur l'évaluation des impacts des PPP sur les services écosystémiques. Il est à noter que les scientifiques travaillant sur l'impact des PPP et les scientifiques spécialisés dans l'évaluation des services écosystémiques constituent deux communautés présentant peu de recouvrements. Les articles traitant des impacts des PPP sur les SE émanent en quasi-totalité de la première communauté, comme en témoigne la très faible proportion dans notre corpus d'articles issus des revues *Ecosystem Services* (3), *Ecological Economics* (13) et *Ecological Indicators* (3) où publient en général les chercheurs de la seconde communauté. Or les spécialistes de l'évaluation des SE développent actuellement de nombreux champs de recherches dans le but d'améliorer la robustesse des évaluations des SE et par suite leur pertinence pour l'aide à la décision.

Nous présentons succinctement quelques-unes des questions actuelles sur la mise en œuvre et l'utilisation des évaluations de SE. Une première interrogation concerne le lien intrinsèque de la notion de SE avec la conception forte de la durabilité, qui impose le maintien du capital naturel critique. Dans cette conception, une évaluation de SE se doit alors d'être multicritère et d'intégrer au moins trois types d'indicateurs (Burkhard *et al.*, 2014) : les

indicateurs d'état des écosystèmes, les indicateurs de capacité et enfin les indicateurs de flux, qui sont ceux auxquels la plupart des évaluations se limitent. La deuxième interrogation concerne les dimensions spatiales et temporelles. Les SE sont en général inféodés à un écosystème délimité, cependant leurs utilisations peuvent générer des impacts bien au-delà de cet écosystème, comme cela est le cas avec les modes de production agricoles utilisant des PPP, tout comme la demande pour ces SE peut provenir de lieux très éloignés (certains auteurs désignent ces SE par le terme "extra-local ecosystem services"). D'autre part, les SE connaissent des évolutions qui tiennent autant à la dynamique des écosystèmes qu'aux dynamiques sociales, ce qui impose de considérer le niveau de SE fournit à un moment donné comme le produit de la trajectoire d'évolution d'un socio-écosystème (Renard *et al.*, 2015 ; Tomscha *et al.*, 2016). Enfin, une troisième interrogation tient à la complexité intrinsèque de chaque service écosystémique et des perceptions qu'en ont les catégories d'acteurs. La perception des SE par la société est donc une combinaison de différents facteurs comme ses connaissances scientifiques, ses institutions, dont les normes environnementales, mais aussi les droits de propriété plus ou moins privatifs ou collectifs qui s'appliquent aux écosystèmes, et enfin ses systèmes de valeur.

Cette ultime complexité de la notion de service écosystémique et des approches qui servent à les évaluer est représentée de façon synthétique dans la Figure 13-10. Cette figure montre que le contexte des décisions à prendre relativement aux SE peut aller d'une situation relativement simple, où il est possible de gérer des systèmes essentiellement privés en fonction de l'intérêt individuel grâce aux valeurs instrumentales de l'économie néoclassique, à une situation complexe où il s'agirait de gérer des systèmes communautaires ou publics en fonction de l'intérêt général ce qui nécessiterait de mobiliser plusieurs systèmes de valeurs. **Force est de constater que la littérature consacrée à l'évaluation des impacts des PPP sur les SE, dominée par des travaux cherchant à optimiser le SE de production agricole sous contrainte de la gestion du disservice que représentent les espèces nuisibles, se place plutôt par hypothèse dans des situations simples de prise de décision servant généralement un intérêt particulier, quand la nature du problème social posé par l'utilisation des PPP et leurs impacts sur les SE imposerait certainement de se placer dans des situations complexes de prise de décision, touchant à l'intérêt général.**

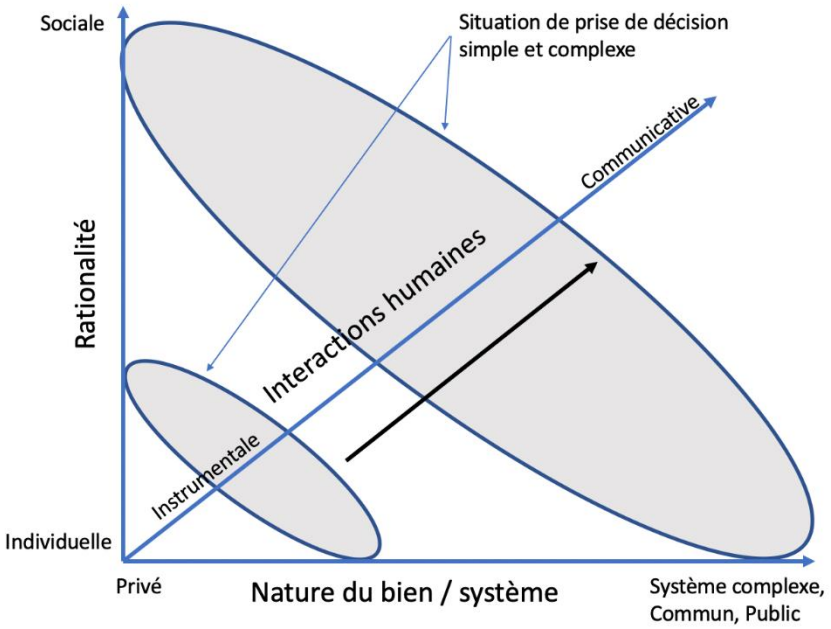


Figure 13-10. Les différentes dimensions pour choisir les méthodes d'évaluation (suivant Vatn, 2005)

6.4. Appropriation sociale de la notion de services écosystémiques

Alors que la littérature consacrée à la relation entre l'état des écosystèmes et la fourniture des services écosystémiques a été largement explorée, celle dédiée au lien entre les services écosystémiques et le bien-être des sociétés a été plus timide. En effet, il ressort que le lien au bien-être implique une reconnaissance, voire une demande pour ces services qui est assez peu étudiée (Yildirim *et al.*, 2017).

Des dispositifs institutionnels peuvent faciliter la mise en œuvre d'apprentissages individuels et collectifs à l'égard de la préservation des services écosystémiques. De tels dispositifs concourent à faire évoluer les représentations individuelles et les représentations sociales à l'égard de ces services.

Toutefois, en premier lieu, alors que l'entrée dans le discours politique puis dans les textes juridiques de la notion de service écosystémique a pour conséquence une entrée récente de cette question auprès des gestionnaires de l'environnement, elle peine à trouver un écho auprès des acteurs concernés. La notion de services écosystémiques n'est actuellement pas une notion évocatrice pour les agriculteurs soucieux de la préservation de l'environnement et donc plus spécifiquement en l'espèce, soucieux de limiter l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques. Les agriculteurs sont en effet plus familiers de la notion de service environnemental et plus largement de paiement pour services environnementaux, laquelle est en lien avec leurs actions sur les écosystèmes. Cette notion diffère ainsi des services écosystémiques dans la mesure où le pourvoyeur de services n'est pas ici directement l'agriculteur, mais l'écosystème.

En second lieu, l'idée d'une appropriation sociale de ces services écosystémiques ne peut être considérée comme immédiatement généralisable. En effet, cette appropriation sociale doit se confronter à une dimension spatiale. Les approches naturalistes auront tendance à spatialiser des processus biophysiques et les fonctions délivrées par les écosystèmes, « tandis que la notion même de SE renvoie à une vision anthropocentrée qui nécessite de se focaliser sur les bénéficiaires (humains) des services délivrés par les écosystèmes » (Maillefert et Petit, 2017). Cette dimension spatiale souligne la connexion forte entre l'individu ou le groupe concerné, soit les bénéficiaires et la nature du service rendu. Or, c'est de cette connexion que naît un service écosystémique dans la mesure où il y a un bénéficiaire et donc un service rendu par les écosystèmes. La spatialisation des services aide par ailleurs à rendre visible cette connexion et à la faire reconnaître par les bénéficiaires. Concernant l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques, il peut s'agir d'agriculteurs s'appuyant sur des services pour assurer leur production agricole (agroécologie par exemple) ou négligeant certains services écosystémiques au bénéfice de la seule production et potentiellement source de pollutions. Il peut s'agir de tiers voisins subissant l'usage des produits phytopharmaceutiques et dont les services écosystémiques sont altérés. En d'autres termes, il peut s'agir de services écosystémiques internes ou externes à l'agroécosystème. La mise en visibilité sociale des services écosystémiques impactés par les produits phytopharmaceutiques peut donc résulter soit des modes de production agricole employés soit de conflits d'usage.

Enfin, le fait que cette notion soit marquée par des controverses liées à son caractère utilitariste et anthropocentré ne facilite pas une appropriation sociale de la notion. La notion de SE est en effet peu connue par les acteurs de terrain, et lorsqu'elle l'est, elle fait l'objet de contestation pour des raisons antagonistes, les défenseurs de l'environnement y voyant un nouveau moyen de marchandiser la nature (Levrel et Missemer, 2019)[5], et les exploitants des ressources naturelles craignant qu'elle ne conduise à des excès en matière de conservation. Cette difficulté de rendre opérationnelle la notion de SE a été au cœur des travaux du TEEB (2010) : il en a résulté la préconisation d'une démarche pragmatique cherchant à passer progressivement de la caractérisation des SE jusqu'à leur intégration dans les politiques publiques en passant par leur évaluation, mais aussi des débats méthodologiques de fond qui ont pointé les limites inhérentes à ces exercices d'évaluation et donc la difficulté voire

[5] L'évaluation monétaire des services écosystémiques implique d'accorder une valeur monétaire auxdits services. La marchandisation implique quant à elle de les transformer en biens marchands. L'évaluation monétaire peut constituer une étape nécessaire à une transformation des services en biens marchands mais il ne s'agit pas d'une trajectoire inéluctable. Une évaluation monétaire peut en effet être utile pour d'autres finalités que celle marchande. C'est notamment le cas dans les réparations des dommages.

l'impossibilité de leur utilisation systématique et/ou à grande échelle, sauf à procéder par simplification et généralisation abusives (Pascual *et al.*, 2010; Brondízio *et al.*, 2012).

7. Conclusions

Dans ce chapitre, nous nous sommes appuyés sur un corpus bibliographique de 147 articles pour établir l'état des lieux des connaissances sur l'impact de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques (PPP) sur les services écosystémiques (SE). L'impact de l'utilisation des PPP est mesuré par la variation positive ou négative qui en résulte pour les bénéfices apportés par les SE. Trois catégories d'indicateurs ont été analysées : les valeurs biophysiques, les valeurs économiques et les valeurs sociales. Dans cette partie conclusive, nous présentons les résultats qui nous semblent bien établis dans la littérature sélectionnée et ceux qui mériteraient des recherches plus approfondies.

Des services de pollinisation et de luttes biologiques très impactés par les PPP

En général, tout en soulignant parfois l'impact positif attendu à court terme de l'utilisation des PPP sur les services d'approvisionnement, notamment alimentaires, les articles pointent largement l'impact négatif à plus long terme des PPP sur les SE et, par effet de cascade (Figure 13-1), sur le bien-être social. L'analyse du caractère négatif de cet impact porte tout particulièrement sur les services de régulation. Or ces services sont fonctionnellement liés à ceux d'approvisionnement, c'est-à-dire à ceux à l'origine de la production des biens alimentaires, non alimentaires ou d'énergie. Par conséquent, la capacité des écosystèmes à fournir les services d'approvisionnement peut se trouver diminuée à plus ou moins longue échéance [6]. Ainsi, l'utilité certainement moins visible à court terme des services de régulation ne peut que croître dès lors qu'elle sous-tend voire conditionne l'existence à plus long terme de services essentiels aux sociétés humaines, que sont les productions issues des services d'approvisionnement. **Dès lors, dans un laps de temps encore imprécis, les conditions de vie humaine seraient sans aucun doute dégradées par l'impact des PPP sur les services de régulation et indirectement sur ceux d'approvisionnement**.

Ce constat édifiant est réalisé pour les services écosystémiques de pollinisation et de lutte biologique. Ce sont les services de régulation les plus étudiés dans notre corpus, laissant penser qu'il s'agit des services écosystémiques les plus affectés par l'utilisation des PPP (cas de la pollinisation) et/ou les plus susceptibles de constituer une alternative aux recours aux PPP (cas de la lutte biologique). Ces deux services sont traités dans le corpus souvent uniquement par le prisme « productiviste » ou dans une logique économique, et très rarement en intégrant une dimension plus complexe comme par exemple le maintien de la biodiversité en tant que telle, ou d'autres dimensions du bien-être humain. En effet, la pollinisation permet en première approche d'améliorer le rendement des cultures entomophiles alors que la lutte biologique en diminue la variabilité. La combinaison des deux services de régulation permet aux agriculteurs d'améliorer significativement leurs revenus, y compris en raison de coûts de production réduits par un moindre recours aux PPP lorsque la lutte biologique leur est, au moins partiellement, préférée. En filigrane, ce corpus bibliographique met en exergue la complexité des arbitrages au sein du bouquet de services directement impliqués dans la production agricole. L'analyse de la littérature consacrée aux impacts de l'utilisation des PPP peut servir de révélateur de cette complexité[7].

[6] Conformément au périmètre de cette ESCo, nous n'avons considéré que les articles analysant les aspects quantitatifs de la production alimentaire en lien avec l'utilisation des PPP et n'avons pas pris en compte les aspects qualitatifs renvoyant notamment au lien entre utilisation des PPP et santé humaine.

[7] Une autre dimension de la complexité de ces arbitrages concerne les impacts sur la santé humaine. En effet, si l'utilisation des PPP permet en principe de maximiser le service de production alimentaire sur le plan quantitatif, il n'en va pas nécessairement de même sur le plan qualitatif dès lors notamment que l'on considère le lien entre la qualité des aliments et la santé, qui est une dimension fondamentale du bien-être humain.

Il se dessine donc une priorité manifeste en faveur de l'évaluation économique et biophysique de la lutte biologique et la pollinisation. Une explication peut être trouvée dans le fait que ces deux SE ont des intérêts financiers directs en participant significativement aux revenus des agriculteurs. La question de l'impact des PPP sur le service de pollinisation est d'ailleurs posée depuis longtemps et au-delà du revenu, elle touche à des enjeux de survie de certains intervenants (apiculteurs, maraîchers…) autant qu'à la survie de la biodiversité au sens large, ce qui a sans doute contribué à accélérer les travaux sur cette problématique. Cet enjeu financier est donc de nature à créer une incitation supplémentaire aux recherches et financement d'évaluations dédiées à ces deux services écosystémiques.

Une autre explication non exclusive de la précédente peut trouver sa source dans les conditions d'accès aux données, lesquelles seraient plus faciles en l'espèce. En effet, dans le cas de la pollinisation on peut faire référence à l'article de Klein *et al.* (2007) qui fait une revue de l'impact des abeilles sur plus de 100 cultures. En outre, ce sont des services écosystémiques dont l'évaluation pourrait nécessiter des protocoles d'expérimentation moins complexes ou moins coûteux que d'autres services écosystémiques identifiés.

Toutefois il est également important de mentionner que de nombreuses autres questions restent insuffisamment abordées dans la littérature pour en tirer des conclusions définitives.

Tout d'abord, la mise en perspective de cet intérêt financier peut certes être corrélée à celui d'un intérêt social dans la mesure où il permet de mettre l'accent sur un impact identifiable, voire mesurable, de l'utilisation des PPP sur certains services écosystémiques. Mais sous peine d'être réducteurs pour la dimension sociale, les intérêts financiers et sociaux ne peuvent toutefois pas se confondre. Plus encore, cela doit se traduire par une invitation plus forte à développer davantage de travaux de recherche sur les autres services de régulation. Ce n'est qu'à ce titre que la mesure de l'impact de l'utilisation des PPP sur les services écosystémiques se fera plus précise et plus exacte. En particulier, dans cette optique, cela permettrait de s'ouvrir et développer plus largement les études intégrées et multi-services, gage d'une aide à la décision plus éclairée.

De plus, le service d'approvisionnement qui est le service le plus étudié dans le corpus est centré principalement sur la fourniture de production alimentaire. Bien que ce service soit primordial, car touchant la sécurité alimentaire, les autres n'en sont pas moins importants. Nous faisons référence ici à la production d'énergie ou de biens non alimentaires comme l'horticulture. La bioénergie est un service d'approvisionnement qui prend de plus en plus d'importance au vu des besoins énergétiques de notre société qui ne vont qu'en grandissant.

Un manque d'études sur les autres services de régulation et les services culturels

Parmi les pans de recherche oubliés dans la littérature scientifique étudiée, les recherches consacrées aux services culturels seraient également à développer dans la mesure où ils sont largement moins étudiés que tous les autres SE dans notre corpus. Les rares études analysant l'impact des PPP sur les services culturels sont réalisées en économie. Les services sont considérés comme des biens non marchands et sont évalués en utilisant les approches des préférences déclarées ou révélées. Ces approches permettent d'appréhender les valeurs des services esthétiques et patrimoniaux et des services récréatifs. Or la littérature économique générale montre que la part des services culturels dans la valeur économique totale est souvent non négligeable, y compris pour les agroécosystèmes. Il serait donc pertinent de multiplier les études évaluant l'impact de l'utilisation des PPP sur les services culturels.

En ce qui concerne la couverture des différents biomes, les études évaluant l'impact des PPP sur les SE se concentrent majoritairement sur le biome terrestre et plus particulièrement sur les agroécosystèmes, suivi par le biome eau continentale et finalement par une faible proportion d'articles traitant du biome marin (Tableau 13-2). Les biomes tropicaux sont à peine étudiés. La majorité des études est concentrée dans les systèmes tempérés de l'Europe et de l'Amérique du Nord.

En revanche, dans le domaine terrestre nous n'avons relevé que très peu d'articles sur les « Jardins, Espaces végétalisés et Infrastructures » autrement appelés JEVI. Pourtant, ces zones constituent un enjeu important en

France dès lors que l'on s'intéresse à l'utilisation de PPP. Depuis 2017, la loi Labbé (étendue en janvier 2021) interdit l'utilisation des PPP dans les zones non agricoles. Cependant l'utilisation des PPP reste permise dans certains espaces non agricoles notamment les cimetières et les infrastructures de transport. Il serait donc pertinent d'évaluer les impacts des PPP sur les services écosystémiques dans ces espaces. Les enjeux sont forts, car les bénéfices obtenus de la préservation des écosystèmes et de la biodiversité ne concernent pas uniquement les zones agricoles[8].

Ce constat est le même concernant les eaux marines et continentales pour lesquelles nous suggérons de développer des projets et études à l'avenir. Un effort devrait être fait dans ce sens, car nous manquons notamment de données sur l'impact des PPP sur les services écosystémiques liés à la qualité de l'eau. Or ces services offrent un éventail de bénéfices pour la société comme le maintien de la biodiversité, le recyclage de la matière organique, la production de poissons, parfois d'eau potable ou encore des bénéfices récréatifs.

Une approche des PPP très large et peu (ou pas assez) détaillée pour être suffisament pertinente ?

La grande majorité des études du corpus considère les PPP dans leur globalité, voire au-delà, la contamination chimique dans sa globalité. Peu d'études mentionnent une molécule précise ou une famille particulière. Ainsi notre corpus n'a révélé aucune étude portant sur l'impact de la chlordécone sur les services écosystémiques. Par ailleurs, quelques rares papiers analysent l'impact des néonicotinoïdes sur le service de pollinisation. Ces résultats étant fortement médiatisés, leur utilisation a été débattue et a donné lieu, des années après, à des interdictions et limites d'application. Le décalage temporel entre l'interdiction de la chlordécone (1993 aux Antilles) et progressivement celle de certains néonicotinoïdes (à partir des années 2010 en France) et le fait que notre corpus n'inclue que les papiers publiés entre 2001 et 2021 explique sans doute une telle différence de traitement dans la littérature. Or pour les deux exemples cités, les deux groupes de molécules ont toujours à l'heure actuelle des conséquences négatives reconnues en termes sanitaire et environnemental, ce qui justifierait davantage d'efforts d'évaluation de leurs impacts sur les SE.

Développer des analyses de l'impact des PPP sur les SE avec une entrée par molécule (lorsque celle-ci est aussi impactante pour la biodiversité et l'humain que la chlordécone par exemple) ou groupe de molécules (lorsque celles-ci disposent des mêmes cibles biologiques) semble nécessaire à l'avenir, afin d'apporter des éléments pour déconvoluer l'ensemble des impacts possibles liés aux contaminants chimiques *lato sensu* sur les SE. Cette étape de simplification des relations PPP/SE paraît indispensable dans un premier temps pour identifier les impacts avant dans un second temps de les rassembler dans le cadre de nécessaires travaux plus intégrés, ne se limitant pas uniquement aux gains sur la productivité des cultures, mais prenant en compte les externalités négatives et les demandes sociales. Par exemple, dans le cas des néonicotinoïdes, il serait pertinent de mettre en balance l'apport des molécules en termes de stabilité des rendements avec les externalités sur l'environnement, mais aussi sur la santé. Ce rapport de l'ESCo sur l'impact des PPP sur la biodiversité et les SE démontre l'impact négatif que ces substances ont sur les insectes, et en particulier les abeilles et les oiseaux. Or les insectes et les oiseaux fournissent de multiples services écosystémiques comme la pollinisation et la lutte biologique. Il serait donc nécessaire de prendre en compte la dégradation des bénéfices marchands, mais aussi non-marchands apportés par ces SE. En comparant ainsi les bénéfices de la stabilité de la production et l'ensemble des externalités, nous aurions une vision plus complète des conséquences de l'utilisation de telles molécules. Or, pour l'instant les services écosystémiques ne font pas parti du périmètre des impacts qui doivent être évalués dans le cadre de la réglementation sur l'utilisation et la mise sur le marché des PPP. Des discussions sont en cours pour intégrer ces SE à ces évaluations réglementaires, mais faire aboutir (positivement) ces discussions nécessiteraient de disposer de méthodes d'évaluation reproductibles et standardisables. Or pour le moment, celles-ci sont diverses et adaptées à des contextes géographiques, institutionnels et sociaux particuliers comme nous l'avons montré.

[8] De plus, les questions de santé sont importantes dans les zones non agricoles qui peuvent concerner aussi des zones à forte densité humaine comme les zones urbaines.

Il faut aussi relever que les écosystèmes agricoles sont les plus étudiés dans notre corpus. Cela semble logique tant ces derniers sont dépendants des services écosystémiques et tant les services d'approvisionnement qu'ils fournissent sont importants pour notre société. Ainsi notre examen de la littérature des SE-PPP comprend des cultures qui sont produites en Europe, particulièrement en France. Notre corpus peut aussi intégrer des cultures venant de pays tropicaux comme le café et la banane. Il peut aussi présenter des cultures comme le riz qui est produit aussi en France, mais avec des pratiques différentes de celles des pays cités dans les papiers du corpus. Il est donc important de préciser que notre examen de la littérature ne peut pas distinguer entre les écosystèmes en France et ailleurs et entre les pratiques culturales en France et ailleurs en raison de la faible considération qu'il existe ailleurs sur l'impact des PPP sur les services écosystémiques.

La valeur des impacts des PPP sur les SE revêt des formes multiples

Enfin, l'impact des PPP sur les services écosystémiques a été analysé par le prisme de la perte de bien-être, tel qu'elle peut être révélée par trois catégories de valeurs : les valeurs économiques, les valeurs biophysiques et les valeurs sociales. Quelques pistes de réflexion peuvent être suggérées pour mieux renseigner la sensibilité de ces différentes valeurs à l'usage des PPP.

Les valeurs économiques représentent la variation du coût marginal ou de l'utilité marginale consécutive à la perte d'un service écosystémique due à l'utilisation des PPP. Nous avons distribué notre corpus entre quatre approches de la valeur qui sont les approches marchandes axées sur l'offre et la fonction de production, les approches marchandes axées sur la demande, les approches non marchandes et les analyses coûts-bénéfices. Les travaux convergent vers le fait que les variations du coût marginal de production des services d'approvisionnement en présence de PPP sont négatives dans la plupart des cas. Pourtant, il faut apporter quelques nuances à ce constat. Premièrement, ce résultat est principalement le fait des approches marchandes axées sur la maximisation de l'offre qui représente plus de 70% de notre échantillon (Tableau 13-9). Or certains papiers dans cette catégorie d'approches modélisent l'impact des PPP en cherchant une utilisation optimale des intrants comme les PPP. Certes, ils étudient l'impact des PPP, mais en supposant que ces derniers ne sont pas substituables. Le message qui ressort de ces articles est que l'agriculteur ne doit pas éliminer les PPP de ses pratiques, mais plutôt chercher la bonne utilisation. Sans remettre en cause la qualité et l'objectivité de ces papiers, nous pensons que leur message doit être modéré, car leur modèle omet de prendre en compte certains aspects : ils ne prennent en compte ni la demande sociale vis-à-vis de l'ensemble des SE concernés, or il n'y a que très peu d'études sur la demande[9], ni les externalités de l'utilisation des PPP. Il serait donc pertinent de développer les études sur les impacts non marchands des PPP, en particulier sur les services écosystémiques culturels. Pourtant nous en avons relevé très peu dans notre corpus. De tels travaux seraient finalement de nature à enrichir et rendre plus robustes les analyses coûts-bénéfices de l'utilisation des PPP. Par ailleurs, il conviendrait également de développer l'utilisation des analyses coût-efficacité, qui constituent en principe la méthode de comparaison de scénarios à privilégier dans les situations où a été fixé a priori un objectif social normatif, comme le bon état écologique, qui peut se décliner également en niveaux de SE désirés.

Les valeurs biophysiques mesurent l'altération de la capacité des écosystèmes à fournir la plupart des services écosystémiques. Ces valeurs montrent bien l'impact négatif des PPP sur les SE. Malheureusement, ces valeurs ne sont bien souvent compréhensibles que par des spécialistes, du fait des indicateurs et des métriques mobilisées. Par ailleurs, nous avons constaté que les évaluations biophysiques portaient en général sur un seul service. Nous suggérons donc de développer des études dites pluri-services. Ces évaluations seraient plus réalistes, car elles prendraient en compte les interactions entre les services, et par conséquent plus pertinentes pour un décideur public.

[9] Pourtant, cela permettrait de mieux appréhender les perceptions des consommateurs sur l'impact des PPP sur les SE et anticiper leurs comportements d'achat et donc anticiper les variations de prix. Cela permettrait aussi de discuter d'instruments d'incitation aux pratiques respectueuses de l'environnement, tels que les labels de qualité.

Enfin, les valeurs sociales mesurent les perceptions qu'une personne partage avec son groupe social et les normes qui sont associées au fonctionnement du groupe. Peu d'articles ont été consacrés à la valeur sociale de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les services écosystémiques au regard des autres valeurs considérées (biophysique et économique). Ceci s'explique largement par le fait que la dimension sociale s'exprime ici en réaction aux processus d'évaluations biophysiques et économiques des services écosystémiques. Il y a donc un temps d'appropriation nécessaire dès lors que la relation sociale aux écosystèmes ne s'était jusqu'à récemment que très peu exprimée en termes de services écosystémiques. Par suite, les écrits traitant de l'impact des produits phytopharmaceutiques ne portent généralement pas directement sur les services écosystémiques, mais plutôt sur une représentation sociale plus générale de l'impact de ces produits phytopharmaceutiques. Néanmoins, les leviers de changement identifiables dans notre corpus tiennent à l'identité sociale d'un groupe d'agriculteurs ainsi qu'à leur degré d'accès à des connaissances utiles pour apprécier les impacts de leurs usages de PPP sur les SE. Plus généralement, les études portant sur les dimensions sociales mettent en évidence des préoccupations croissantes vis-à-vis de l'impact de certaines pratiques agricoles sur bon nombre de SE. Les études révèlent que cela permet d'amener les politiques publiques à mieux considérer deux principaux éléments contribuant à un impact négatif de l'utilisation des PPP sur les SE. Tout d'abord, les choix auxquels les acteurs sont confrontés sont un élément important dans leur participation à cet impact négatif ; or, les politiques publiques participent à la détermination de ces choix en encadrant voire en interdisant tel ou tel PPP par exemple. Ensuite, il est évident que les efforts en vue de permettre et d'enrichir les connaissances du risque associé à l'usage des PPP de ces mêmes acteurs sont, à ce titre, également déterminants.

Généralement présenté comme le reflet des valeurs sociales, le droit qui a pourtant intégré la notion de services écosystémiques en son sein, ne s'est toutefois pas encore pleinement saisi du potentiel de cette notion pour imposer, par exemple, une véritable évaluation de l'impact des PPP à l'encontre des services écosystémiques.

Références bibliographiques

Ahmad, S.; Aziz, M.A., 2017. A review: risk assessment of pesticides on honey bee and pollination of agriculture crops in Pakistan. *Asian Journal of Agriculture and Biology*, 5 (3): 140-150. https://www.asianjab.com/a-review-risk-assessment-of-pesticides-on-honey-bee-and-pollination-of-agriculture-crops-in-pakistan/

Aiello, G.; Giovino, I.; Vallone, M.; Catania, P.; Argento, A., 2018. A decision support system based on multisensor data fusion for sustainable greenhouse management. *Journal of Cleaner Production*, 172: 4057-4065. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.02.197

Atallah, S.S.; Gomez, M.I.; Jaramillo, J., 2018. A Bioeconomic Model of Ecosystem Services Provision: Coffee Berry Borer and Shade-grown Coffee in Colombia. *Ecological Economics*, 144: 129-138. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.08.002

Bateman, I.J.; Mace, G.M.; Fezzi, C.; Atkinson, G.; Turner, K., 2011. Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments. *Environmental & Resource Economics*, 48 (2): 177-218. http://dx.doi.org/10.1007/s10640-010-9418-x

Bauer, D.M.; Wing, I.S., 2016. Economic Consequences of Pollinator Declines: A Synthesis. *Agricultural and Resource Economics Review*, 39 (3): 368-383. http://dx.doi.org/10.1017/S1068280500007371

Bell, A.; Zhang, W., 2016. Payments discourage coordination in ecosystem services provision: evidence from behavioral experiments in Southeast Asia. *Environmental Research Letters*, 11 (11): 17. http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/11/11/114024

Bell, A.; Zhang, W.; Nou, K., 2016. Pesticide use and cooperative management of natural enemy habitat in a framed field experiment. *Agricultural Systems*, 143: 1-13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2015.11.012

Bianchi, F.; Mikos, V.; Brussaard, L.; Delbaere, B.; Pulleman, M.M., 2013. Opportunities and limitations for functional agrobiodiversity in the European context. *Environmental Science & Policy*, 27: 223-231. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2012.12.014

Bonin, M.; Antona, M., 2012. Généalogie scientifique et mise en politique des services écosystémiques et services environnementaux. *Vertigo*, 12 (3). https://doi.org/10.4000/vertigo.13147

Brading, P.; El-Gabbas, A.; Zalat, S.; Gilbert, F., 2009. Biodiversity economics: the value of pollination services to Egypt. *Egyptian Journal of Biology*, 11: 46-51. https://www.ajol.info/index.php/ejb/article/view/56561/44986

Brewer, M.J.; Goodell, P.B., 2012. Approaches and Incentives to Implement Integrated Pest Management that Addresses Regional and Environmental Issues. In: Berenbaum, M.R., ed. *Annual Review of Entomology, Vol 57*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Entomology), 41-59. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ento-120709-144748

Brodt, S.; Zalom, F.G.; Krebill-Prather, R.; Bentley, W.; Pickel, C.; Connell, J.H.; Wilhoit, L.; Gibbs, M., 2005. Almond growers rely on pest control advisers for integrated pest management. *California Agriculture*, 59 (4): 242-248. http://dx.doi.org/10.3733/ca.v059n04p242

Brondízio, E.S.; Gatzweiler, F.W.; Zografos, C.; Kumar, M.; Kadekodi, G.K.; McNeely, J.A.; Xu, J.; Martinez-Alier, J., 2012. The socio-cultural context of ecosystem and biodiversity valuation. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations*. Chapter 4, 149-182. http://dx.doi.org/10.4324/9781849775489

Burgett, M.; Rucker, R.R.; Thurman, W.N., 2004. Economics and honey bee pollination markets. *American Bee Journal*, 144 (4): 269-271.

Burkhard, B.; Kandziora, M.; Hou, Y.; Müller, F., 2014. Ecosystem service potentials, flows and demands-concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 34 (0): 1-32. http://dx.doi.org/10.3097/LO.201434

Carvalheiro, L.G.; Seymour, C.L.; Veldtman, R.; Nicolson, S.W., 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 810-820. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x

Chagnon, M.; Kreutzweiser, D.; Mitchell, E.A.; Mitchell, E.A.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Noome, D.A.; Van der Sluijs, J.P.; Van der Sluijs, J.P., 2015. Risks of large-scale use of systemic insecticides to ecosystem functioning and services. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 119-134. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3277-x

Chan, K.M.A.; Satterfield, T.; Goldstein, J., 2012. Rethinking ecosystem services to better address and navigate cultural values. *Ecological Economics*, 74: 8-18. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.11.011

Cheatham, M.R.; Rouse, M.N.; Esker, P.D.; Ignacio, S.; Pradel, W.; Raymundo, R.; Sparks, A.H.; Forbes, G.A.; Gordon, T.R.; Garrett, K.A., 2009. Beyond Yield: Plant Disease in the Context of Ecosystem Services. *Phytopathology*, 99 (11): 1228-1236. http://dx.doi.org/10.1094/phyto-99-11-1228

Comino, E.; Bottero, M.; Pomarico, S.; Rosso, M., 2014. Exploring the environmental value of ecosystem services for a river basin through a spatial multicriteria analysis. *Land Use Policy*, 36: 381-395. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.09.006

Costanza, R.; dArge, R.; deGroot, R.; Farber, S.; Grasso, M.; Hannon, B.; Limburg, K.; Naeem, S.; Oneill, R.V.; Paruelo, J.; Raskin, R.G.; Sutton, P.; vandenBelt, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387 (6630): 253-260. http://dx.doi.org/10.1038/387253a0

Dampier, J.E.E.; Harper, R.W.; McElhinney, A.; Biltonen, E., 2018. Modeling Benefit-cost Analysis of Hemlock Wooly Adelgid Host Plant Resistance with Emphasis on Least-toxic Chemical Treatment Alternatives. *Horttechnology*, 28 (5): 624-628. http://dx.doi.org/10.21273/horttech04080-18

Davidson, M.D., 2013. On the relation between ecosystem services, intrinsic value, existence value and economic valuation. *Ecological Economics*, 95: 171-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.09.002

De Groot, R.S.; Fisher, B.; Christie, M.; Aronson, J.; Braat, L.; Haines-Young, R.; Gowdy, J.; Maltby, E.; Neuville, A.; Polasky, S., 2010. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Kumar, P., ed. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB): Ecological and Economic Foundations*. London: Earthscan, Routledge, 9-40.

De Groote, H.; Wangare, L.; Kanampiu, F.; Odendo, M.; Diallo, A.; Karaya, H.; Friesen, D., 2008. The potential of a herbicide resistant maize technology for Striga control in Africa. *Agricultural Systems*, 97 (1-2): 83-94. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2007.12.003

De Valck, J.; Rolfe, J., 2018. Linking water quality impacts and benefits of ecosystem services in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 55-66. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.017

Deacon, S.; Alix, A.; Knowles, S.; Wheeler, J.; Tescari, E.; Alvarez, L.; Nicolette, J.; Rockel, M.; Burston, P.; Quadri, G., 2016. Integrating Ecosystem Services into Crop Protection and Pest Management: Case Study with the Soil Fumigant 1,3-Dichloropropene and Its Use in Tomato Production in Italy. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (4): 801-810. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1761

Deacon, S.; Norman, S.; Nicolette, J.; Reub, G.; Greene, G.; Osborn, R.; Andrews, P., 2015. Integrating ecosystem services into risk management decisions: Case study with Spanish citrus and the insecticide chlorpyrifos. *Science of the Total Environment*, 505: 732-739. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.034

Dempsey, J.; Robertson, M.M., 2012. Ecosystem services:Tensions, impurities, and points of engagement within neoliberalism. *Progress in Human Geography*, 36 (6): 758-779. https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/0309132512437076

Diaz, S.; Demissew, S.; Carabias, J.; Joly, C.; Lonsdale, M.; Ash, N.; Larigauderie, A.; Adhikari, J.R.; Arico, S.; Baldi, A.; Bartuska, A.; Baste, I.A.; Bilgin, A.; Brondizio, E.; Chan, K.M.A.; Figueroa, V.E.; Duraiappah, A.; Fischer, M.; Hill, R.; Koetz, T.; Leadley, P.; Lyver, P.; Mace, G.M.; Martin-Lopez, B.; Okumura, M.; Pacheco, D.; Pascual, U.; Perez, E.S.; Reyers, B.; Roth, E.; Saito, O.; Scholes, R.J.; Sharma, N.; Tallis, H.; Thaman, R.; Watson, R.; Yahara, T.; Hamid, Z.A.; Akosim, C.; Al-Hafedh, Y.; Allahverdiyev, R.; Amankwah, E.; Asah, S.T.; Asfaw, Z.; Bartus, G.; Brooks, L.A.; Caillaux, J.; Dalle, G.; Darnaedi, D.; Driver, A.; Erpul, G.; Escobar-Eyzaguirre, P.; Failler, P.; Fouda, A.M.M.; Fu, B.; Gundimeda, H.; Hashimoto, S.; Homer, F.; Lavorel, S.; Lichtenstein, G.; Mala, W.A.; Mandivenyi, W.; Matczak, P.; Mbizvo, C.; Mehrdadi, M.; Metzger, J.P.; Mikissa, J.B.; Moller, H.; Mooney, H.A.; Mumby, P.; Nagendra, H.; Nesshover, C.; Oteng-Yeboah, A.A.; Pataki, G.; Roue, M.; Rubis, J.; Schultz, M.; Smith, P.; Sumaila, R.; Takeuchi, K.; Thomas, S.; Verma, M.; Yeo-Chang, Y.; Zlatanova, D., 2015. The IPBES Conceptual Framework - connecting nature and people. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14: 1-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2014.11.002

Doussan, I., 2009. Les services écologiques : un nouveau concept pour le droit de l'environnement ? In: Chantal, C., ed. *La responsabilité environnementale, prévention, imputation, réparation*. Dalloz (Thèmes & commentaires Actes), 125-141. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-00727074

Doussan, I., 2017. Vive la complémentarité de l'agriculture et de l'environnement. *Loi Biodiversité ce qui change en pratique*. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-01653878

EEA, 1995. *Europe's Environment—The Dobris Assessment*. London: European Environment Agency. www.eea.europa.eu/publications/92-826-5409-5

EEA, 1999. *Environmental Indicators: Typology and Overview*. Copenhagen: European Environment Agency, 19 p. https://www.eea.europa.eu/publications/TEC25/at_download/file

EEA, 2003. *Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting*: European Environment Agency, 20 p.

Ehrlich, P.R.; Mooney, H.A., 1983. EXTINCTION, SUBSTITUTION, AND ECOSYSTEM SERVICES. *Bioscience*, 33 (4): 248-254. http://dx.doi.org/10.2307/1309037

Ellis, A.M.; Myers, S.S.; Ricketts, T.H., 2015. Do Pollinators Contribute to Nutritional Health? *Plos One*, 10 (1): 17. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0114805

Epstein, L.; Bassein, S., 2003. Patterns of pesticide use in California and the implications for strategies for reduction of pesticides. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 351-375. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.phyto.41.052002.095612

Farnsworth, K.D.; Adenuga, A.H.; de Groot, R.S., 2015. The complexity of biodiversity: A biological perspective on economic valuation. *Ecological Economics*, 120: 350-354. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.10.003

Fevre, M.l., 2016. *Les services écologiques et le droit . Une approche juridique des systèmes complexes*. http://www.theses.fr/2016NICE0018

Fiquepron, J.; Garcia, S.; Stenger, A., 2013. Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector. *Journal of Environmental Management*, 126: 113-121. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.04.002

Freeman, A., 1993. *Price and value: a continuous, general formulation*. University of Greenwich, Greenwich: Working paper, School of Social Science.

Gallai, N.; Salles, J.M.; Settele, J.; Vaissiere, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68 (3): 810-821. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014

Gao, Y.; Li, P.; Wu, L.H.; Lu, J.; Yu, L.L.; Yin, S.J., 2018. Support policy preferences of for-profit pest control. firms in China. *Journal of Cleaner Production*, 181: 809-818. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.01.218

Gari, S.R.; Newton, A.; Icely, J.D., 2015. A review of the application and evolution of the DPSIR framework with an emphasis on coastal social-ecological systems. *Ocean & Coastal Management*, 103: 63-77. http://dx.doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2014.11.013

Garratt, M.P.D.; Breeze, T.D.; Jenner, N.; Polce, C.; Biesmeijer, J.C.; Potts, S.G., 2014. Avoiding a bad apple: Insect pollination enhances fruit quality and economic value. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 184: 34-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.032

Gent, D.H.; Mahaffee, W.F.; McRoberts, N.; Pfender, W.F., 2013. The Use and Role of Predictive Systems in Disease Management. In: VanAlfen, N.K., ed. *Annual Review of Phytopathology, Vol 51*. Palo Alto: Annual Reviews (Annual Review of Phytopathology), 267-289. http://dx.doi.org/10.1146/annurev-phyto-082712-102356

Giray, F.H.; Cetin, F.; Kadakoglu, B., 2019. Changing apple producers' behaviour in pest control through pheromone traps: the case of balkiri village in Egirdir district of Isparta, Turkey. *Fresenius Environmental Bulletin*, 28 (3): 2247-2254.

Gomez-Baggethun, E.; de Groot, R.; Lomas, P.L.; Montes, C., 2010. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69 (6): 1209-1218. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007

Gonzalez-Andujar, J.L.; Fernandez-Quintanilla, C.; Bastida, F.; Calvo, R.; Gonzalez-Diaz, L.; Izquierdo, J.; Lezaun, J.A.; Perea, F.; Del Arco, M.J.S.; Urbano, J.M., 2010. Field evaluation of a decision support system for herbicidal control of Avena sterilis ssp ludoviciana in winter wheat. *Weed Research*, 50 (1): 83-88. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3180.2009.00744.x

Gordon, J.; Davis, L., 2003. *Valuing Honey bee Pollination*. Canberra, Australia: Rural Industries Research and Development Corporation, (Project No. CIE-15A, Publication No 07/077).

Gul, A.; Akbay, C.; Direk, M., 2006. Sunn pest control policies and effect of sunn pest damage on wheat quality and price in Turkey. *Quality & Quantity*, 40 (3): 469-480. http://dx.doi.org/10.1007/s11135-005-1096-3

Haines-Young, R.; Potschin, M., 2018. *Common International Classification ofEcosystem Services (CICES) V5.1Guidance on the Application of the Revised Structure*: Fabis Consulting, 53. https://cices.eu/content/uploads/sites/8/2018/01/Guidance-V51-01012018.pdf

Haines-Young, R.; Potschin, M.; Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecological Indicators*, 21: 39-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.09.004

Hanley, N.; Breeze, T.D.; Ellis, C.; Goulson, D., 2015. Measuring the economic value of pollination services: Principles, evidence and knowledge gaps. *Ecosystem Services*, 14: 124-132. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.09.013

Hanley, N.; Mourato, S.; Wright, R.E., 2001. Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuatioin? *Journal of Economic Surveys*, 15 (3): 435-462. http://dx.doi.org/10.1111/1467-6419.00145

Hatt, S.; Osawa, N., 2019. Beyond "greening": which paradigms shape sustainable pest management strategies in the European Union? *Biocontrol*, 64 (4): 343-355. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-019-09947-z

Hervé-Fournereau, N.; Langlais, A., 2013. Biodiversity and Climate Change. *Does the concept of ecosystem services promote synergies between European strategies for climate change and biodiversity?* : Edward Elgar Publishing. https://doi.org/10.4337/9781782546894.00013

Herve, M.R.; Leclair, M.; Frat, L.; Paty, C.; Renaud, D.; Cortesero, A.M., 2017. Potential biases in screening for plant resistance to insect pests: an illustration with oilseed rape. *Journal of Applied Entomology*, 141 (1-2): 150-155. http://dx.doi.org/10.1111/jen.12330

Herz, A.; Cahenzli, F.; Penvern, S.; Pfiffner, L.; Tasin, M.; Sigsgaard, L., 2019. Managing Floral Resources in Apple Orchards for Pest Control: Ideas, Experiences and Future Directions. *Insects*, 10 (8): 24. http://dx.doi.org/10.3390/insects10080247

Hevia, V.; Garcia-Llorente, M.; Martinez-Sastre, R.; Palomo, S.; Garcia, D.; Minarro, M.; Perez-Marcos, M.; Sanchez, J.A.; Gonzalez, J.A., 2021. Do farmers care about pollinators? A cross-site comparison of farmers' perceptions, knowledge, and management practices for pollinator-dependent crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 19 (1): 1-15. http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2020.1807892

Hobart, R.; Schindler, S.; Essl, F., 2020. Perceptions of alien plants and animals and acceptance of control methods among different societal groups. *Neobiota*, (58): 33-54. http://dx.doi.org/10.3897/neobiota.58.51522

Hokkanen, H.M.T., 2015. Integrated pest management at the crossroads: Science, politics, or business (as usual)? *Arthropod-Plant Interactions*, 9 (6): 543-545. http://dx.doi.org/10.1007/s11829-015-9403-y

Holland, J.M.; Douma, J.C.; Crowley, L.; James, L.; Kor, L.; Stevenson, D.R.W.; Smith, B.M., 2017. Semi-natural habitats support biological control, pollination and soil conservation in Europe. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 37 (4): 23. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-017-0434-x

Holt, A.R.; Alix, A.; Thompson, A.; Maltby, L., 2016. Food production, ecosystem services and biodiversity: We can't have it all everywhere. *Science of the Total Environment*, 573: 1422-1429. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.139

Howarth, R.B.; Wilson, M.A., 2006. A theoretical approach to deliberative valuation: Aggregation by mutual consent. *Land Economics*, 82 (1): 1-16.

Howe, C.; Suich, H.; Vira, B.; Mace, G.M., 2014. Creating win-wins from trade-offs? Ecosystem services for human well-being: A meta-analysis of ecosystem service trade-offs and synergies in the real world. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions*, 28: 263-275. http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.07.005

Hughes, D.J.; West, J.S.; Atkins, S.D.; Gladders, P.; Jeger, M.J.; Fitt, B.D.L., 2011. Effects of disease control by fungicides on greenhouse gas emissions by UK arable crop production. *Pest Management Science*, 67 (9): 1082-1092. http://dx.doi.org/10.1002/ps.2151

IPBES, 2016. *The assessment report on pollinators, pollination and food production: summary for policymakers*. Bonn, Germany: Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, 36 p. https://digitallibrary.un.org/record/1664349/files/spm_deliverable_3a_pollination_20170222.pdf

Iriti, M.; Scarafoni, A.; Pierce, S.; Castorina, G.; Vitalini, S., 2019. Soil Application of Effective Microorganisms (EM) Maintains Leaf Photosynthetic Efficiency, Increases Seed Yield and Quality Traits of Bean (Phaseolus vulgaris L.) Plants Grown on Different Substrates. *International Journal of Molecular Sciences*, 20 (9): 9. http://dx.doi.org/10.3390/ijms20092327

Iriti, M.; Vitalini, S.; Varoni, E.M., 2020. Humans, Animals, Food and Environment: One Health Approach against Global Antimicrobial Resistance. *Antibiotics-Basel*, 9 (6): 7. http://dx.doi.org/10.3390/antibiotics9060346

Ittner, L.D.; Junghans, M.; Werner, I., 2018. Aquatic Fungi: A Disregarded Trophic Level in Ecological Risk Assessment of Organic Fungicides. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 18. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00105

Kansiime, M.K.; Girling, R.D.; Mugambi, I.; Mulema, J.; Oduor, G.; Chacha, D.; Ouvrard, D.; Kinuthia, W.; Garratt, M.P.D., 2021. Rural livelihood diversity and its influence on the ecological intensification potential of smallholder farms in Kenya. *Food and Energy Security*, 10 (1): e254. http://dx.doi.org/10.1002/fes3.254

Kazemi, H.; Klug, H.; Kamkar, B., 2018. New services and roles of biodiversity in modern agroecosystems: A review. *Ecological Indicators*, 93: 1126-1135. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.06.018

Khumairoh, U.; Groot, J.C.J.; Lantinga, E.A., 2012. Complex agro-ecosystems for food security in a changing climate. *Ecology and Evolution*, 2 (7): 1696-1704. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.271

Klatt, B.K.; Holzschuh, A.; Westphal, C.; Clough, Y.; Smit, I.; Pawelzik, E.; Tscharntke, T., 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 281 (1775): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2440

Klatt, B.K.; Rundlof, M.; Smith, H.G., 2016. Maintaining the Restriction on Neonicotinoids in the European Union - Benefits and Risks to Bees and Pollination Services. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 4: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2016.00004

Kleftodimos, G.; Gallai, N.; Kephaliacos, C., 2021. Ecological-economic modeling of pollination complexity and pesticide use in agricultural crops. *Journal of Bioeconomics*, 23 (3): 297-323. https://doi.org/10.1007/s10818-021-09317-9

Klein, E.; Laxminarayan, R.; Smith, D.L.; Gilligan, C.A., 2007. Economic incentives and mathematical models of disease. *Environment and Development Economics*, 12: 707-732. http://dx.doi.org/10.1017/s1355770x0700383x

Kronenberg, J., 2015. Betting against Human Ingenuity: The Perils of the Economic Valuation of Nature's Services. *Bioscience*, 65 (11): 1096-1099. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biv135

Kudsk, P.; Jorgensen, L.N.; Orum, J.E., 2018. Pesticide Load-A new Danish pesticide risk indicator with multiple applications. *Land Use Policy*, 70: 384-393. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.010

Kuhfuss, L.; Preget, R.; Thoyer, S.; Hanley, N., 2016. Nudging farmers to enrol land into agri-environmental schemes: the role of a collective bonus. *European Review of Agricultural Economics*, 43 (4): 609-636. http://dx.doi.org/10.1093/erae/jbv031

Langlais, A., 2017. Natural capital : valuation and payments for ecosystems services. In: Elisa Morgera, J.R., ed. *EE Encyclopedia of environmental law*. Edward Elgar, p. 81-94. https://www.e-elgar.com/shop/gbp/biodiversity-and-nature-protection-law-9781783474240.html

Langlais, A., 2018. Le principe de complémentarité entre l'agriculture et l'environnement comme nouvelle forme d'expression de l'agriculture durable ? In: M.-L. Demeester, V.M., ed. *De la production à une alimentation responsable*. Aix-Marseille: PUAM, pp. 29-45. https://halshs.archives-ouvertes.fr/halshs-03099945

Langlais, A., 2020. Framing Ecosystem Services for Sustainability? In: Mauerhofer, V.; Rupo, D.; Tarquinio, L., eds. *Sustainability and Law: General and Specific Aspects*. Cham: Springer International Publishing, 609-629. https://doi.org/10.1007/978-3-030-42630-9_30

Langlais, A.d., 2019. *L'agriculture et les paiements pour services environnementaux. Quels questionnements juridiques?* : PUR, 448. https://www.pur-editions.fr/product/4714/l-agriculture-et-les-paiements-pour-services-environnementaux

Laurans, Y.; Leménager, T.; Aoubid, S., 2011. *Les paiements pour services environnementaux De la théorie à la mise en œuvre, quelles perspectives dans les pays en développement ?* : AFD, 218. https://www.afd.fr/fr/ressources/les-paiements-pour-services-environnementaux-de-la-theorie-la-mise-en-oeuvre-quelles-perspectives-dans-les-pays-en-developpement

Lautenbach, S.; Seppelt, R.; Liebscher, J.; Dormann, C.F., 2012. Spatial and Temporal Trends of Global Pollination Benefit. *Plos One*, 7 (4): 16. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0035954

Leonhardt, S.D.; Gallai, N.; Garibaldi, L.A.; Kuhlmann, M.; Klein, A.M., 2013. Economic gain, stability of pollination and bee diversity decrease from southern to northern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 14 (6): 461-471. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2013.06.003

Les Cahiers de BIODIV'2050; Mission Économie de la Biodiversité, 2014. Les Paiements pour Préservation des Services Ecosystémiques comme outil de conservation de la biodiversité. (1, COMPRENDRE): 29. https://www.mission-economie-biodiversite.com/publication/les-paiements-pour-preservation-des-services-ecosystemiques-comme-outil-de-conservation-de-la-biodiversite

Letourneau, D.K.; Allen, S.G.B.; Stireman, J.O., 2012. Perennial habitat fragments, parasitoid diversity and parasitism in ephemeral crops. *Journal of Applied Ecology*, 49 (6): 1405-1416. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12001

Levrel, H.; Missemer, A., 2019. La mise en économie de la nature, contrepoints historiques et contemporains. *Revue économique*, 70 (1): 97-122. https://www.cairn.info/revue-economique-2019-1-page-97.htm

Lewison, R.L.; Rudd, M.A.; Al-Hayek, W.; Baldwin, C.; Beger, M.; Lieske, S.N.; Jones, C.; Satumanatpan, S.; Junchompoo, C.; Hines, E., 2016. How the DPSIR framework can be used for structuring problems and facilitating empirical research in coastal systems. *Environmental Science & Policy*, 56: 110-119. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2015.11.001

Lindell, C.; Eaton, R.A.; Howard, P.H.; Roels, S.M.; Shave, M.E., 2018. Enhancing agricultural landscapes to increase crop pest reduction by vertebrates. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 257: 1-11. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.01.028

Linden, V.M.G.; Grass, I.; Joubert, E.; Tscharntke, T.; Weier, S.M.; Taylor, P.J., 2019. Ecosystem services and disservices by birds, bats and monkeys change with macadamia landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology*, 56 (8): 2069-2078. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13424

Lindenmayer, D.B.; Wood, J.; MacGregor, C.; Hobbs, R.J.; Catford, J.A., 2017. Non-target impacts of weed control on birds, mammals, and reptiles. *Ecosphere*, 8 (5): 19. http://dx.doi.org/10.1002/ecs2.1804

Liquete, C.; Piroddi, C.; Drakou, E.G.; Gurney, L.; Katsanevakis, S.; Charef, A.; Egoh, B., 2013. Current Status and Future Prospects for the Assessment of Marine and Coastal Ecosystem Services: A Systematic Review. *Plos One*, 8 (7): 15. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0067737

Liss, K.N.; Mitchell, M.G.E.; MacDonald, G.K.; Mahajan, S.L.; Methot, J.; Jacob, A.L.; Maguire, D.Y.; Metson, G.S.; Ziter, C.; Dancose, K.; Martins, K.; Terrado, M.; Bennett, E.M., 2013. Variability in ecosystem service measurement: a pollination service case study. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11 (8): 414-422. http://dx.doi.org/10.1890/120189

Lo, A.Y.; Spash, C.L., 2013. Deliberative monetary valuation: in search of a democratic and value plural approach to environmental policy. *Journal of Economic Surveys*, 27 (4): 768-789. http://dx.doi.org/10.1111/j.1467-6419.2011.00718.x

London, L.; Dalvie, M.A.; Nowicki, A.; Cairncross, E., 2005. Approaches for regulating water in South Africa for the presence of pesticides. *Water Sa*, 31 (1): 53-59. https://dx.doi.org/10.4314/wsa.v31i1.5121

Lopez-Hoffman, L.; Wiederholt, R.; Sansone, C.; Bagstad, K.J.; Cryan, P.; Diffendorfer, J.E.; Goldstein, J.; LaSharr, K.; Loomis, J.; McCracken, G.; Medellin, R.A.; Russell, A.; Semmens, D., 2014. Market Forces and Technological Substitutes Cause Fluctuations in the Value of Bat Pest-Control Services for Cotton. *Plos One*, 9 (2): 7. https://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0087912

Lopez, B.; Ollivier, P.; Togola, A.; Baran, N.; Ghestem, J.P., 2015. Screening of French groundwater for regulated and emerging contaminants. *Science of the Total Environment*, 518: 562-573. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.110

Loreau, M., 2016. Par-delà l'éthique et l'économie: l'homme au cœur de la biodiversité. In: Roche, P.; Geijzendorffer, I.; Levrel, H.; Maris, V., eds. *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*. Paris: Éditions Quæ, 79-88.

Losey, J.E.; Vaughan, M., 2006. The economic value of ecological services provided by insects. *Bioscience*, 56 (4): 311-323. http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[311:tevoes]2.0.co;2

Maas, B.; Clough, Y.; Tscharntke, T., 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters*, 16 (12): 1480-1487. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12194

Maillefert, M.; Petit, O., 2017. Vers une démarche intégrée d'évaluation et de représentation des services écosystémiques: perspective interdisciplinaire et enjeux en milieu urbain. *Environnement Urbain/Urban Environment*, 11: 28 p. http://journals.openedition.org/eue/1551

Maris, V., 2014. Nature à vendre, les limites des services écosystémiques. *Nature à vendre*. Versailles: Éditions Quæ, 9-64. https://www.cairn.info/nature-a-vendre--9782759221318-page-9.htm

Maris, V.; Devictor, V.; Doussan, I.; Béchet, A., 2016. Les valeurs en question. In: Roche, P.; Geijzendorffer, I.; Levrel, H.; Maris, V., eds. *Valeurs de la biodiversité, et services écosystémiques, perspectives interdisciplinaires*. Versailles: Editions Quae (Update Sciences et technologies), 21-38.

Martinez, N.D., 1996. Defining and measuring functional aspects of biodiversity. In: Gaston, K.J., ed. *Biodiversity. A biology of numbers of difference*. Oxdord: Blackwell Science, 114-148.

Matheson, A.G.; Schrader, M., 1987. *The value of Honey Bees to New Zealands Primary Production*. Nelson, New Zealand: Ministry of Agriculture and Fisheries.

Maxim, L.; Spangenberg, J.H.; O'Connor, M., 2009. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. *Ecological Economics*, 69 (1): 12-23. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.03.017

McCarty, G.W.; McConnell, L.L.; Hapernan, C.J.; Sadeghi, A.; Graff, C.; Hively, W.D.; Lang, M.W.; Fisher, T.R.; Jordan, T.; Rice, C.P.; Codling, E.E.; Whitall, D.; Lynn, A.; Keppler, J.; Fogel, M.L., 2008. Water quality and conservation practice effects in the Choptank River watershed. *Journal of Soil and Water Conservation*, 63 (6): 461-474. http://dx.doi.org/10.2489/jswc.63.6.461

McCarville, M.T.; O'Neal, M.E., 2012. Measuring the Benefit of Biological Control for Single Gene and Pyramided Host Plant Resistance for Aphis glycines (Hemiptera: Aphididae) Management. *Journal of Economic Entomology*, 105 (5): 1835-1843. http://dx.doi.org/10.1603/ec12043

Medeiros, H.R.; Martello, F.; Almeida, E.A.B.; Mengual, X.; Harper, K.A.; Grandinete, Y.C.; Metzger, J.P.; Righi, C.A.; Ribeiro, M.C., 2019. Landscape structure shapes the diversity of beneficial insects in coffee producing landscapes. *Biological Conservation*, 238: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.07.038

Melathopoulos, A.P.; Tyedmers, P.; Cutler, G.C., 2014. Contextualising pollination benefits: effect of insecticide and fungicide use on fruit set and weight from bee pollination in lowbush blueberry. *Annals of Applied Biology*, 165 (3): 387-394. http://dx.doi.org/10.1111/aab.12143

Meng, J.; Li, L.J.; Liu, H.T.; Li, Y.; Li, C.H.; Wu, G.L.; Yu, X.F.; Guo, L.Y.; Cheng, D.; Muminov, M.A.; Liang, X.T.; Jiang, G.M., 2016. Biodiversity management of organic orchard enhances both ecological and economic profitability. *Peerj*, 4: 22. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2137

Méral, P., 2010. *Les services environnementaux en économie : revue de la littérature*, 45. http://serena-anr.cirad.fr/PDF/MERAL_WP2010_05.PDF

Méral, P., 2012. Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés*, 20 (1): 3-15. http://dx.doi.org/10.1051/nss/2012002

Mghirbi, O.; Le Grusse, P.; Fabre, J.; Mandart, E.; Bord, J.P., 2017. OptiPhy, a technical-economic optimisation model for improving the management of plant protection practices in agriculture: a decision-support tool for controlling the toxicity risks related to pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6951-6972. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6775-1

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry*. Washington, D: World Resources Institute, 29 p. https://www.millenniumassessment.org/documents/document.353.aspx.pdf

Monck-Whipp, L.; Martin, A.E.; Francis, C.M.; Fahrig, L., 2018. Farmland heterogeneity benefits bats in agricultural landscapes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 253: 131-139. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.11.001

Mongruel, R.; Méral, P.; Doussan, I.; Levrel, H., 2016. L'institutionnalisation de l'approche par les services écosystémiques: dimensions scientifiques, politiques et juridiques. In: Roche, P.; Geijzendorffer, I.; Levrel, H.; Maris, V., eds. *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*. Paris: Éditions Quæ, 191-216.

Montanaro, G.; Xiloyannis, C.; Nuzzo, V.; Dichio, B., 2017. Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217: 92-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012

Morandin, L.A.; Long, R.F.; Kremen, C., 2016. Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 109 (3): 1020-1027. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tow086

Motzke, I.; Tscharntke, T.; Wanger, T.C.; Klein, A.M., 2015. Pollination mitigates cucumber yield gaps more than pesticide and fertilizer use in tropical smallholder gardens. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 261-269. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12357

Muneret, L.; Auriol, A.; Bonnard, O.; Richart-Cervera, S.; Thiery, D.; Rusch, A., 2019. Organic farming expansion drives natural enemy abundance but not diversity in vineyard-dominated landscapes. *Ecology and Evolution*, 9 (23): 13532-13542. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5810

Muneret, L.; Thiery, D.; Joubard, B.; Rusch, A., 2018. Deployment of organic farming at a landscape scale maintains low pest infestation and high crop productivity levels in vineyards. *Journal of Applied Ecology*, 55 (3): 1516-1525. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13034

Mwebaze, P.; Marris, G.C.; Brown, M.; MacLeod, A.; Jones, G.; Budge, G.E., 2018. Measuring public perception and preferences for ecosystem services: A case study of bee pollination in the UK. *Land Use Policy*, 71: 355-362. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.045

Nayak, A.K.; Shahid, M.; Nayak, A.D.; Dhal, B.; Moharana, K.C.; Mondal, B.; Tripathi, R.; Mohapatra, S.D.; Bhattacharyya, P.; Jambhulkar, N.N.; Shukla, A.K.; Fitton, N.; Smith, P.; Pathak, H., 2019. Assessment of ecosystem services of rice farms in eastern India. *Ecological Processes*, 8 (1): 16. http://dx.doi.org/10.1186/s13717-019-0189-1

Nicholls, C.I.; Altieri, M.A., 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (2): 257-274. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y

OECD, 1994. *OECD core set of indicators for environmental performance reviews*. Paris: OECD (*OECD Environment Monographs No. 83*), 36 p. http://www.oecd.org/env/indicators-modelling-outlooks/31558547.pdf

Olschewski, R.; Tscharntke, T.; Benitez, P.C.; Schwarze, S.; Klein, A.M., 2007. Economic evaluation of ecosystem services as a basis for stabilizing rainforest margins? The example of pollination services and pest management in coffee landscapes. In: Tscharntke, T.; Leuschner, C.; Zeller, M.; Guhardja, E.; Bidin, A., eds. *Stability of Tropical Rainforest Margins: Linking Ecological, Economic and Social Constraints of Land Use and Conservation*. Berlin: Springer-Verlag Berlin (Environmental Science and Engineering), 265-+.

Ortiz, O., 2006. Evolution of agricultural extension and information dissemination in Peru: An historical perspective focusing on potato-related pest control. *Agriculture and Human Values*, 23 (4): 477-489. http://dx.doi.org/10.1007/s10460-006-9014-4

Otieno, M.; Woodcock, B.A.; Wilby, A.; Vogiatzakis, I.N.; Mauchline, A.L.; Gikungu, M.W.; Potts, S.G., 2011. Local management and landscape drivers of pollination and biological control services in a Kenyan agro-ecosystem. *Biological Conservation*, 144 (10): 2424-2431. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2011.06.013

Ouyang, F.; Su, W.W.; Zhang, Y.S.; Liu, X.H.; Su, J.W.; Zhang, Q.Q.; Men, X.Y.; Ju, Q.; Ge, F., 2020. Ecological control service of the predatory natural enemy and its maintaining mechanism in rotation-intercropping ecosystem via wheat-maize-cotton. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 301: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107024

Palma, P.; Kuster, M.; Alvarenga, P.; Palma, V.L.; Fernandes, R.M.; Soares, A.; de Aida, M.J.L.; Barcelo, D.; Barbosa, I.R., 2009. Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environment International*, 35 (3): 545-551. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2008.09.015

Pascual, U.; Muradian, R.; Brander, L.; Gómez-Baggethun, E.; Martín-López, B.; Verma, M.; Armsworth, P.; Christie, M.; Cornelissen, H.; Eppink, F., 2010. The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. In: Kumar, P., ed. *The economics of ecosystems and biodiversity: Ecological and economic foundations*. London: Earthscan, Routledge, 183-256.

Pavlidis, G.; Ploumistou, E.; Karasali, H.; Liapis, K.; Anagnostopoulos, C.; Charalampous, A.; Alexakis, D.; Gamvroula, D.; Tsihrintzis, V.A., 2018. Evaluation of the water quality status of two surface water reservoirs in a Mediterranean island. *Environmental Monitoring and Assessment*, 190 (10): 20. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-018-6908-8

Pearce, D.W.; Howarth, A., 2000. *Technical Report on Methodology: Cost Benefit Analysisand Policy Responses*: Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu RIVM, Methodiek van kosten-batenanalyse enbeleidsinstrumenten, (RIVM report 481505020), 82 p. http://hdl.handle.net/10029/9523

Pesce, S.; Mamy, L.; Achard, A.-L.; Le Gall, M.; Le Perchec, S.; Réchauchère, O.; Tibi, A.; Leenhardt, S.; Sanchez, W., 2021. Collective scientific assessment as a relevant tool to inform public debate and policymaking: an illustration about the effects of plant protection products on biodiversity and ecosystem services. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (28): 38448-38454. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14863-w

Pesche, D.; Méral, P.; Hrabanski, M.; Bonnin, M., 2013. Ecosystem Services and Payments for Environmental Services: Two Sides of the Same Coin? In: Muradian, R.; Rival, L., eds. *Governing the Provision of Ecosystem Services*. Dordrecht: Springer Netherlands, 67-86. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5176-7_4

Pozzebon, A.; Borgo, M.; Duso, C., 2010. The effects of fungicides on non-target mites can be mediated by plant pathogens. *Chemosphere*, 79 (1): 8-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.01.064

Puig-Montserrat, X.; Flaquer, C.; Gomez-Aguilera, N.; Burgas, A.; Mas, M.; Tuneu, C.; Marques, E.; Lopez-Baucells, A., 2020. Bats actively prey on mosquitoes and other deleterious insects in rice paddies: Potential impact on human health and agriculture. *Pest Management Science*, 76 (11): 3759-3769. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5925

Puydarrieux, P.; Beyou, W., 2017. *Efese - Le cadre conceptuel*. Paris: Ministère de l'environnement, de l'énergie et de la mer Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, THEMA Balises Biodiversité, 86 p. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/Thema%20-%20Efese%20-%20Le%20cadre%20conceptuel.pdf.

Rawluk, A.; Saunders, M.E., 2019. Facing the gap: exploring research on local knowledge of insect-provided services in agroecosystems. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 17 (1): 108-117. http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2019.1567244

Reboud, X.; Eychenne, N.; Delos, M.; Folcher, L., 2016. Withdrawal of maize protection by herbicides and insecticides increases mycotoxins contamination near maximum thresholds. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (3): 10. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0376-8

Reddy, V.R.; Yang, Y.; Reddy, K.R.; Timlin, D.J.; Fleisher, D.H., 2007. *Cotton Modeling for Climate Change, on-farm Decision Support and Policy Decisions*. Christchurch: Modelling & Simulation Soc Australia & New Zealand Inc (*Modsim 2007: International Congress on Modelling and Simulation: Land, Water and Environmental Management: Integrated Systems for Sustainability*). http://www.gri.msstate.edu/publications/docs/2007/12/3804CottonModeling_s44_Reddy_.pdf

Redhead, J.W.; Powney, G.D.; Woodcock, B.; Pywell, R.F., 2020. Effects of future agricultural change scenarios on beneficial insects. *Journal of Environmental Management*, 265: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110550

Rega, C.; Bartual, A.M.; Bocci, G.; Sutter, L.; Albrecht, M.; Moonen, A.C.; Jeanneret, P.; van der Werf, W.; Pfister, S.C.; Holland, J.M.; Paracchini, M.L., 2018. A pan-European model of landscape potential to support natural pest control services. *Ecological Indicators*, 90: 653-664. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.03.075

Renard, D.; Rhemtulla, J.M.; Bennett, E.M., 2015. Historical dynamics in ecosystem service bundles. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112 (43): 13411-13416. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1502565112

Robleno, I.; Storkey, J.; Sole-Senan, X.O.; Recasens, J., 2018. Using the response-effect trait framework to quantify the value of fallow patches in agricultural landscapes to pollinators. *Applied Vegetation Science*, 21 (2): 267-277. http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12359

Rodriguez-San Pedro, A.; Allendes, J.L.; Beltran, C.A.; Chaperon, P.N.; Saldarriaga-Cordoba, M.M.; Silva, A.X.; Grez, A.A., 2020. Quantifying ecological and economic value of pest control services provided by bats in a vineyard landscape of central Chile. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 302: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107063

Rosa-Schleich, J.; Loos, J.; Musshoff, O.; Tscharntke, T., 2019. Ecological-economic trade-offs of Diversified Farming Systems - A review. *Ecological Economics*, 160: 251-263. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.002

Rusch, A.; Valantin-Morison, M.; Roger-Estrade, J.; Sarthou, J.P., 2012. Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*, 105 (1-2): 62-73. http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.021

Sanchirico, J.N.; Wilen, J.E., 2001. A bioeconomic model of marine reserve creation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 42 (3): 257-276. http://dx.doi.org/10.1006/jeem.2000.1162

SCEP (Study of Critical Environmental Problems), 1970. *Man's impact on the Global Environment: Assessment and Recommendations for Action. Report of the Study of Critical Environmental Problems*. Cambridge, Massachusetts: MIT press, 319 p.

Scholte, S.S.K.; van Teeffelen, A.J.A.; Verburg, P.H., 2015. Integrating socio-cultural perspectives into ecosystem service valuation: A review of concepts and methods. *Ecological Economics*, 114: 67-78. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.03.007

Shah, S.M.; Liu, G.Y.; Yang, Q.; Wang, X.Q.; Casazza, M.; Agostinho, F.; Lombardi, G.V.; Giannetti, B.F., 2019. Emergy-based valuation of agriculture ecosystem services and dis-services. *Journal of Cleaner Production*, 239: 17. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118019

Siviter, H.; Koricheva, J.; Brown, M.J.F.; Leadbeater, E., 2018. Quantifying the impact of pesticides on learning and memory in bees. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6): 2812-2821. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13193

Southwick, E.E.; Southwick, L., 1992. Estimating the economic value of honey-bees (Hymenoptera, apidae) as agricultural pollinators in the United-States. *Journal of Economic Entomology*, 85 (3): 621-633. http://dx.doi.org/10.1093/jee/85.3.621

Spash, C.L., 2007. Deliberative monetary valuation (DMV): Issues in combining economic and political processes to value environmental change. *Ecological Economics*, 63 (4): 690-699. https://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.014

Spash, C.L.; Vatn, A., 2006. Transferring environmental value estimates: Issues and alternatives. *Ecological Economics*, 60 (2): 379-388. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.06.010

Sponsler, D.B.; Grozinger, C.M.; Hitaj, C.; Rundlof, M.; Botias, C.; Code, A.; Lonsdorf, E.V.; Melathopoulos, A.P.; Smith, D.J.; Suryanarayanan, S.; Thogmartin, W.E.; Williams, N.M.; Zhang, M.H.; Douglas, M.R., 2019. Pesticides and pollinators: A socioecological synthesis. *Science of the Total Environment*, 662: 1012-1027. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.016

Stanley, D.A.; Russell, A.L.; Morrison, S.J.; Rogers, C.; Raine, N.E., 2016. Investigating the impacts of field-realistic exposure to a neonicotinoid pesticide on bumblebee foraging, homing ability and colony growth. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1440-1449. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12689

Stavi, I.; Bel, G.; Zaady, E., 2016. Soil functions and ecosystem services in conventional, conservation, and integrated agricultural systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 36 (2): 12. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-016-0368-8

Sutter, L.; Albrecht, M., 2016. Synergistic interactions of ecosystem services: florivorous pest control boosts crop yield increase through insect pollination. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 283 (1824): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2529

Taylor, P.J.; Grass, I.; Alberts, A.J.; Joubert, E.; Tscharntke, T., 2018. Economic value of bat predation services - A review and new estimates from macadamia orchards. *Ecosystem Services*, 30: 372-381. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.11.015

TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity Ecological and Economic Foundations*. London and Washington: Pushpam Kumar. Earthscan, 410 p.

Tomscha, S.A.; Sutherland, I.J.; Renard, D.; Gergel, S.E.; Rhemtulla, J.M.; Bennett, E.M.; Daniels, L.D.; Eddy, I.M.S.; Clark, E.E., 2016. A Guide to Historical Data Sets for Reconstructing Ecosystem Service Change over Time. *Bioscience*, 66 (9): 747-762. http://dx.doi.org/10.1093/biosci/biw086

Union européenne, 2004. Directive 2004/35/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 avril 2004 sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux *JO UE L143, 56-75.* https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2004:143:0056:0075:fr:PDF

Union européenne, 2014. Règlement d'exécution (UE) n°143/2014 de la Commission du 14 février 2014 portant approbation de la substance active pyridalyl, conformément au règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, et modifiant l'annexe du règlement d'exécution (UE) n°540/2011 de la Commission. *JO UE L45, 1-6*. https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2014:045:0001:0006:FR:PDF

van Wilgen, B.W.; de Wit, M.P.; Anderson, H.J.; Le Maitre, D.C.; Kotze, I.M.; Ndala, S.; Brown, B.; Rapholo, M.B., 2004. Costs and benefits of biological control of invasive alien plants: case studies from South Africa. *South African Journal of Science*, 100 (1): 113-122. https://www.dffe.gov.za/sites/default/files/docs/anwilgenetal_biologicalcontrol_costbenefits.pdf

Vatn, A., 2005. *Institutions and the Environment*. Cheltenham: Edward Elgar Pub., 481 p.

Viswanathan, P.; Mammides, C.; Roy, P.; Sharma, M.V., 2020. Flower visitors in agricultural farms of Nilgiri Biosphere Reserve: Do forests act as pollinator reservoirs? *Journal of Apicultural Research*, 59 (5): 978-987. http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2020.1762994

Wainger, L.A.; Harms, N.E.; Magen, C.; Liang, D.; Nesslage, G.M.; McMurray, A.M.; Cofrancesco, A.F., 2018. Evidence-based economic analysis demonstrates that ecosystem service benefits of water hyacinth management greatly exceed research and control costs. *Peerj*, 6: 23. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.4824

Wang, S.; Fu, B.J.; Wei, Y.P.; Lyle, C., 2013. Ecosystem services management: an integrated approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (1): 11-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2013.01.003

Wanger, T.C.; Darras, K.; Bumrungsri, S.; Tscharntke, T.; Klein, A.M., 2014. Bat pest control contributes to food security in Thailand. *Biological Conservation*, 171: 220-223. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.01.030

Weber, M.A.; Wainger, L.A.; Harms, N.E.; Nesslage, G.M., 2021. The economic value of research in managing invasive hydrilla in Florida public lakes. *Lake and Reservoir Management*, 37 (1): 63-76. http://dx.doi.org/10.1080/10402381.2020.1824047

Wei, X.; Khachatryan, H.; Rihn, A., 2020. Consumer Preferences for Labels Disclosing the Use of Neonicotinoid Pesticides: Evidence from Experimental Auctions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45 (3): 496-+. http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.302462

Wilson, M.A.; Howarth, R.B., 2002. Discourse-based valuation of ecosystem services: establishing fair outcomes through group deliberation. *Ecological Economics*, 41 (3): 431-443. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(02)00092-7

Xue, D.; Tisdell, C.Y., 2001. Valuing ecological functions of biodiversity in changbaishan mountain biosphere reserve in northeast china. *Biodiversity and Conservation*, 10 (3): 467-481. http://dx.doi.org/10.1023/a:1016630825913

Yang, Y.; Liu, L.R.; Xiang, C.C.; Qin, W.J., 2020. Switching dynamics analysis of forest-pest model describing effects of external periodic disturbance. *Mathematical Biosciences and Engineering*, 17 (4): 4328-4347. http://dx.doi.org/10.3934/mbe.2020239

Yildirim, H.; Requier-Desjardins, M.; Rey-Valette, H., 2017. Étudier la perception des services écosystémiques pour appréhender le capital environnemental d'un territoire et ses enjeux de développement, le cas de la péninsule de Karaburun en Turquie. *Développement durable et territoires. Économie, géographie, politique, droit, sociologie*, 8 (3): 1-17. http://dx.doi.org/10.4000/developpementdurable.11894

Zhang, H.; Garratt, M.P.D.; Bailey, A.; Potts, S.G.; Breeze, T., 2018. Economic valuation of natural pest control of the summer grain aphid in wheat in South East England. *Ecosystem Services*, 30: 149-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.019

Zhang, W.; Ricketts, T.H.; Kremen, C.; Carney, K.; Swinton, S.M., 2007. Ecosystem services and dis-services to agriculture. *Ecological Economics*, 64 (2): 253-260. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.02.024

Zhang, W.; Swinton, S.M., 2009. Incorporating natural enemies in an economic threshold for dynamically optimal pest management. *Ecological Modelling*, 220 (9-10): 1315-1324. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2009.01.027

Zhang, W.; Swinton, S.M., 2012. Optimal control of soybean aphid in the presence of natural enemies and the implied value of their ecosystem services. *Journal of Environmental Management*, 96 (1): 7-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.10.008

Chapitre 14
Modélisation des effets des produits phytopharmaceutiques

Ce travail a fait l'objet de deux synthèses bibliographiques (des liens renvoient directement vers les articles) : la première est publiée dans *Environmental Science and Pollution Research*; la seconde dans *Science of the Total Environment*, la version soumise est disponible dans ce chapitre.

Sommaire

1. Revue critique des approches de modélisation pour l'évaluation des risques écotoxicologiques et écologiques liés aux PPP 938

1.1. Résumé étendu 938
Modèles d'effets écotoxicologiques et écologiques 938
Modèles utilisés dans le cadre de la réglementation 940
Modélisation intégrée couplant exposition environnementale et effets écologiques 940
Conclusion 941

1.2. Article 941

Références bibliographiques de la Section 1 942

2. Méta-analyse des modèles écotoxicologiques utilisés pour l'évaluation des risques des PPP avant leur mise sur le marché 962

2.1. Résumé étendu 962
Modèles recherchés et identifiés 962
Modélisation et type de substances actives 963
Modélisation et groupes biologiques 963
Conclusion 963

2.2. Article 964
2.2.1. Introduction 964
2.2.2. Material and methods 965
2.2.3. Results and discussion 967
2.2.4. Conclusions 974

Références bibliographiques de la Section 2 975

Annexes 978

1. Revue critique des approches de modélisation pour l'évaluation des risques écotoxicologiques et écologiques liés aux PPP

Auteurs : **Rémy Beaudouin** (coordinateur), **Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Floriane Larras** (chargée de mission)**, Laure Mamy, Céline Pelosi**

Documentaliste : Morgane Le Gall

Pilote référente : Laure Mamy

1.1. Résumé étendu

Devant la multiplicité et la diversité des PPP, des contextes agro-pédoclimatiques, des écosystèmes récepteurs et des espèces en présence, il est impossible de réaliser des expériences de laboratoire ou sur le terrain pour évaluer les impacts de toutes les substances dans tous les milieux et pour l'ensemble de la biodiversité. Dans ce cadre, la modélisation apparaît comme un outil à privilégier pour estimer les risques et les impacts liés à l'usage des PPP, mais aussi pour aborder des questions plus complexes, difficiles, voire impossible à appréhender par des approches purement expérimentales (effets des mélanges par exemple). De plus, la modélisation est requise au niveau règlementaire, en soutien notamment au niveau 2 (« *Tier 2* ») du schéma global de l'évaluation des risques.

Modèles d'effets écotoxicologiques et écologiques

Les modèles développés pour évaluer les effets écotoxicologiques et écologiques des PPP peuvent se classer en six grandes catégories : (1) QSAR ; (2) DR et TKTD ; (3) Population ; (4) Multi-espèces (SSD, Réseaux trophiques, Communauté), (5) Paysage et (6) Mélanges (Tableau 14-1) (Larras *et al*., 2022).

Les « relations structure-activité quantitatives » (QSAR) sont basées sur l'hypothèse que la structure des molécules est responsable de leurs effets potentiels. Les QSAR sont des modèles de régression qui relient une « variable dépendante » (*i.e.* variable décrivant un processus, par exemple la bioconcentration) à des « variables prédictives » (*i.e.* propriétés moléculaires des composés) (Tableau 14-1) (Jackson *et al*., 2009). Ils permettent d'estimer des grandeurs utiles pour évaluer les risques pour les organismes de l'environnement lorsqu'ils sont exposés à un composé organique ou inorganique (PPP, produits de transformation), puisque les propriétés moléculaires des composés peuvent toujours être déterminées. La principale limite des QSAR réside dans la qualité des bases de données utilisées pour la construction des équations, avec notamment une faible couverture des paramètres de toxicité sublétale.

Les modèles « dose-réponse » incluent les modèles statiques, les plus classiques, à un temps d'exposition fixé (DR), et des modèles ToxicoCinétiques-ToxicoDynamiques (TKTD) (Tableau 14-1). Les modèles DR ignorent la dimension temporelle des effets et de l'exposition. Inversement, les modèles TKTD décrivent explicitement la dynamique d'exposition des PPP, ainsi que celle des concentrations internes dans les organismes et la dynamique des effets qui en découlent. Un des modèles TKTD les plus utilisés est le *General Unified Threshold model of Survival* (GUTS) (Brock *et al*., 2021) qui décrit la probabilité de survie des organismes en fonction du temps et de la concentration d'exposition. Les modèles DEBtox, quant à eux, permettent de simuler les effets sublétaux mais ne sont pas encore recommandés pour l'évaluation règlementaire du risque (Ockleford *et al*., 2018 ; Jager, 2020).

Tableau 14-1. Principales catégories de modèles écotoxicologiques et écologiques recensés dans la bibliographie.

Catégorie	Modèles	Caractéristiques	Sorties d'intérêt
QSAR	Relation structure-activité quantitative	Relation structures chimiques et activités des PPP	Toxicité aiguë, propriétés mutagènes, facteurs de bioconcentration
DR et TKTD	Dose-Réponse (DR)	Relation entre concentration d'exposition et réponse ou effet individuel, après un temps d'exposition fixé	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
	ToxicoCinétique-ToxicoDynamique (TKTD)	Relation exposition-effet individuel, incluant l'évolution au cours du temps de l'exposition et des effets	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
Population	Population	Relation entre effets individuels et réponse démographique, incluant les conditions écologiques d'existence de la population	Taux d'accroissement de population, densité de population, risque d'extinction, temps de récupération démographique, modification de la structure populationnelle (notamment répartition spatiale)
Multi-espèces	Distribution de sensibilité des espèces (SSD)	Effets à l'échelle d'un ensemble d'espèces (sans prise en compte des interactions entre espèces)	Évaluation probabiliste d'une concentration dangereuse pour un certain % d'espèces dans l'assemblage
	Réseaux trophiques (ou chaînes trophiques)	Interactions écologiques entre espèces en présence : modèles « simples » (par exemple, relation prédateur-proie) ou « complexes » (réseau d'interactions écologiques et prise en compte des facteurs abiotiques)	Bioamplification et effets indirects *via* le phénomène des cascades trophiques
	Modèle de communauté		Effets directs sur les espèces et/ou indirects sur les relations entre espèces, à l'échelle de la communauté et/ou sur les services écosystémiques
Paysage	Modèles d'habitats aux échelles locales, régionales ou nationales	Impacts écologiques à l'échelle du paysage, prise en compte de la dimension spatiale (implicitement ou explicitement)	Réponses démographiques au sein de différents habitats, maintenance d'espèces non cibles, niveaux de contamination
Mélanges	Addition des concentrations (CA), Action Indépendante (IA), TKTD	Effets des mélanges de PPP sur les traits de vie individuels	Synergie, antagonisme, neutralité

Le principal objectif des modèles de « population » consiste à évaluer les conséquences démographiques d'évènements toxiques induits par l'exposition aux PPP (Forbes *et al*., 2016). Ces modèles intègrent les effets des PPP sur la survie, la reproduction, la croissance, le comportement... en tenant compte des caractéristiques du cycle de vie de l'espèce concernée. A des échelles locales ou régionales, ils permettent de simuler différents scénarios de contexte écologique, de phénologie d'espèces et d'usage des PPP, permettant ainsi d'explorer les sources d'incertitudes de l'évaluation prospective des risques ou d'identifier les caractéristiques environnementales, écologiques et culturales les plus déterminantes dans les impacts démographiques prédits, observés ou anticipés pour les espèces non cibles. Par ailleurs, à cause d'un manque de données expérimentales, seul quelques rares modèles considèrent aujourd'hui les processus micro-évolutifs pouvant conduire à long terme à des phénomènes d'adaptation ou de mal-adaptation des populations.

Les modèles « multi-espèces » englobent plusieurs types de modèles : les SSD, les réseaux trophiques et les modèles de communautés (Kattwinkel *et al*., 2016 ; Dittrich *et al*., 2019 ; Bartell *et al*., 2020). Les SSD permettent une modélisation probabiliste des sensibilités à un contaminant donné au sein d'un ensemble d'espèces afin d'en extraire une concentration potentiellement dangereuse pour un certain % de ces espèces. Cet indicateur est ensuite rapporté à une concentration prévisible (ou observée) dans l'environnement (PEC) permettant d'évaluer le risque associé à un PPP. Cependant, les SSD ne tiennent pas compte des interactions entre espèces

contrairement aux réseaux trophiques et aux modèles de communautés. A l'échelle des communautés, le systéme expert PERPEST, par exemple, permet d'inclure des effets indirects des PPP (Ramo *et al*., 2018). Dans le cas particulier des pollinisateurs, le modèle BEEHAVE (Becher *et al*., 2014) simule la dynamique des colonies, populations et communautés d'abeilles, mais il n'a pas été retenu au niveau réglementaire. Le modèle ApisRAM est lui soutenu dans le cadre de l'évaluation réglementaire (Efsa Scientific Committee, 2021). Parmi les modèles de « réseaux trophiques », la plateforme AQUATOX est la plus connue ; elle peut permettre d'évaluer l'impact des PPP sur certains services écosystémiques (Park *et al*., 2008).

A l'échelle du paysage, il s'agit d'estimer la contamination des organismes, la toxicité d'un PPP ou les effets démographiques en tenant compte de la variabilité de la structure paysagère et de la variabilité de l'exposition (Topping *et al*., 2015). Les approches de modélisation à cette échelle sont particulièrement intéressantes pour mieux comprendre les différents facteurs impliqués dans le déclin de certaines espèces et pour prioriser leurs effets. Elles sont également prometteuses pour évaluer les effets source-puits des PPP (Topping *et al*., 2015).

Enfin, des modèles ont été développés pour estimer les effets des mélanges de PPP (Jonker *et al*., 2005 ; Belden *et al*., 2018). Ces modèles sont basés sur différentes hypothèses (addition des concentrations, action indépendante, interaction simple...) mais ces hypothèses, utilisées de manière systématique, tendent à sous-estimer les effets car elles ne tiennent pas compte des interactions entre substances qui sont susceptibles d'induire des effets synergiques ou antagonistes. Les modèles de mélange sont aussi parfois utilisés pour prédire les effets combinés de PPP et de facteurs de l'environnement comme le climat (Morgado *et al*., 2016). L'utilisation de modèles TKTD appliqués à l'étude de l'effet des mélanges semble une approche particulièrement prometteuse (Bart *et al*., 2021).

Modèles utilisés dans le cadre de la réglementation

Au niveau règlementaire, les modèles utilisés pour évaluer les effets des PPP sont majoritairement les QSAR, DR, TKTD et SSD (Larras *et al*., 2022). Les QSAR sont largement acceptés dans les dossiers de demande d'approbation des substances et de mise sur le marché des PPP car ils permettent d'estimer un grand nombre d'indicateurs d'intérêt (Tableau 14-1). Les modèles DR sont notamment systématiquement employés pour estimer des concentrations effectives à x% (ex. CE10 ou CE20) comme alternatives aux NOEC/LOEC. Les modèles TKTD permettent d'évaluer des effets létaux et sublétaux en incluant la dimension temporelle, mais ils sont encore aujourd'hui majoritairement utilisés pour des organismes aquatiques. Les approches SSD sont recommandées pour tous types d'organismes (aquatiques, terrestres, végétaux) et elles présentent l'avantage d'inclure la sensibilité de plusieurs espèces simultanément (généralement entre cinq et huit, parfois plus selon le type d'organisme) à un contaminant donné. Cependant, elles ne peuvent pas être appliquées à tous les groupes biologiques, notamment aux arthropodes, en raison d'un manque de données. L'intérêt des modèles « population », « communautés » et « paysages » pour l'évaluation des risques est reconnu même s'ils restent encore peu utilisés (Larras *et al*., 2022). Les modèles de population spatialisés apparaissent particulièrement intéressants avec la possibilité de pouvoir tester diverses hypothèses sur la base de scénarios théoriques, ainsi que d'évaluer le risque pour les vertébrés terrestres, les amphibiens, les reptiles ou les chiroptères (Ockleford *et al*., 2018 ; Hernandez-Jerez *et al*., 2019).

Modélisation intégrée couplant exposition environnementale et effets écologiques

L'évaluation des risques écotoxicologiques et écologiques liés à une exposition aux PPP nécessite de considérer à la fois l'exposition et les effets. Même si les modèles d'effet sur les organismes, ou sur les populations, intègrent de plus en plus l'exposition écosystémique et des effets écologiques, l'analyse de la bibliographie n'a relevé que peu de modèles couplant quantitativement ces deux aspects. Ainsi, le développement intégré de modèles de devenir de la substance dans le milieu, de modèles de bioaccumulation et de modèles d'effets aux différents niveaux d'organisations biologiques est souhaitable si l'on veut rendre l'évaluation des risques plus réaliste

Conclusion

Les modèles recensés dans cette synthèse bibliographique ont été développés pour différentes espèces (producteurs primaires, micro-organismes, vertébrés et invertébrés terrestres et aquatiques) présentes dans tous les compartiments de l'environnement (sol, milieu aquatique continental, milieu marin, air) et avec différents objectifs : évaluation de la sensibilité des espèces et de la vulnérabilité de certaines populations, évaluation de la bioaccumulation et du transfert trophique, protection des services écosystémiques... Ces modèles présentent l'avantage de pouvoir guider la planification des expériences, de prioriser des scénarios d'évaluation et ainsi de limiter les expérimentations sur les organismes et les populations. Les modèles permettent également d'estimer les risques pour des PPP (éventuellement aussi les co-formulants, adjuvants et impuretés) et produits de transformation (éventuellement aussi leurs impuretés) qui n'auraient pas (encore) été testés et d'extrapoler les effets de ces substances à un grand nombre d'espèces dans de nouveaux types d'environnements. Ils offrent enfin une valeur ajoutée indéniable pour évaluer les effets des mélanges en orientant vers le choix de combinaisons plus intéressantes à tester que d'autres tout en contribuant au décryptage des mécanismes sous-jacents aux effets observés.

Cependant, d'une manière générale, la majeure partie des modèles développés à partir d'études de cas concrets ne prend pas en compte les effets chroniques sublétaux ou transgénérationnels, ni les effets de facteurs de stress multiples (abiotique, biotique, chimique). La bibliographie souligne également un manque de données obtenues *in situ*, de données expérimentales portant sur les effets sublétaux et les effets chroniques au sein des communautés et de données à long terme. De même, les modèles mobilisés dans le cadre réglementaire n'abordent que rarement les changements de niveau d'organisation et/ou de spatialisation, pourtant nécessaires pour décrire les cycles de vie de certaines espèces. Le faible recours aux modèles de population, que ce soit pour l'évaluation prospective du risque ou pour le diagnostic des impacts des PPP en milieu naturel, fait écho à une absence de formalisation d'indicateurs et de cadres d'interprétation partagés comme c'est le cas en biologie de la conservation, en gestion de l'exploitation de la faune sauvage ou pour le suivi des dynamiques épidémiques dans le domaine sanitaire. Quant aux modèles de communautés et de réseaux trophiques, ils ne sont pas suffisamment développés pour aborder certains processus écologiques et il n'existe encore que très peu de modèles qui couplent écotoxicologie et écologie, ou exposition et effet. Par ailleurs, cette synthèse bibliographique montre un déficit d'analyses de sensibilité et d'incertitudes de ces modèles, un déficit de test de leur performance et un déficit de test de la reproductibilité des résultats qu'ils fournissent. Enfin, il serait particulièrement novateur d'arriver à coupler les modèles écotoxicologiques, tels que ceux qui ont été recensés pour décrire les effets des PPP, à des modèles qui informent sur les liens existants entre les espèces en présence et les fonctions qu'elles assurent au sein des écosystèmes ainsi que les services qui leur sont associés. Les approches de modélisation basées sur les données de type « -omiques » font encore défaut alors qu'elles semblent offrir un réel potentiel pour l'évaluation des risques (par exemple pour la détection d'effets précoces).

1.2. Article

Larras, F., Charles, S., Chaumot, A., Pelosi, C., Le Gall, M., Mamy, L., Beaudouin, R. A critical review of effect modeling for ecological risk assessment of plant protection products. Environ Sci Pollut Res **29,** 43448–43500 (2022). https://doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3

Références bibliographiques de la Section 1

Abbas, R.; Hayton, W.L., 1997. A physiologically based pharmacokinetic and pharmacodynamic model for paraoxon in rainbow trout. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 145 (1): 192-201. http://dx.doi.org/10.1006/taap.1997.8168

Abi-Akar, F.; Schmolke, A.; Roy, C.; Galic, N.; Hinarejos, S., 2020. Simulating Honey Bee Large-Scale Colony Feeding Studies Using the BEEHAVE Model-Part II: Analysis of Overwintering Outcomes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (11): 2286-2297. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4844

Accolla, C.; Vaugeois, M.; Grimm, V.; Moore, A.P.; Rueda-Cediel, P.; Schmolke, A.; Forbes, V.E., 2021. A Review of Key Features and Their Implementation in Unstructured, Structured, and Agent-Based Population Models for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (3): 521-540. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4362

Aldenberg, T.; Jaworska, J.S., 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46 (1): 1-18. http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1999.1869

Anzecc, A., 2000. *Australian and new zealand guidelines for fresh and marine water quality*. Canberra: Australian and New Zealand Environment and Conservation Council and Agriculture and Resource Management Council Of Australia and New Zealand, 103 p. https://www.waterquality.gov.au/anz-guidelines

Arlos, M.J.; Focks, A.; Hollender, J.; Stamm, C., 2020. Improving Risk Assessment by Predicting the Survival of Field Gammarids Exposed to Dynamic Pesticide Mixtures. *Environmental Science & Technology*, 54 (19): 12383-12392. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c03939

Ashauer, R.; Kuhl, R.; Zimmer, E.; Junghans, M., 2020. Effect Modeling Quantifies the Difference Between the Toxicity of Average Pesticide Concentrations and Time-Variable Exposures from Water Quality Monitoring. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (11): 2158-2168. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4838

Awkerman, J.; Raimondo, S.; Schmolke, A.; Galic, N.; Rueda-Cediel, P.; Kapo, K.; Accolla, C.; Vaugeois, M.; Forbes, V., 2020. Guidance for Developing Amphibian Population Models for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16 (2): 223-233. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4215

Baas, J.; Schotten, M.; Plume, A.; Côté, G.; Karimi, R., 2020. Scopus as a curated, high-quality bibliometric data source for academic research in quantitative science studies. *Quantitative Science Studies*, 1 (1): 377-386. https://doi.org/10.1162/qss_a_00019

Baas, J.; Van Houte, B.P.P.; Van Gestel, C.A.M.; Kooijman, S., 2007. Modeling the effects of binary mixtures on survival in time. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (6): 1320-1327. http://dx.doi.org/10.1897/06-437r.1

Baillard, V.; Sulmon, C.; Bittebiere, A.K.; Mony, C.; Couee, I.; Gouesbet, G.; Delignette-Muller, M.L.; Devin, S.; Billoir, E., 2020. Effect of interspecific competition on species sensitivity distribution models: Analysis of plant responses to chemical stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 200: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110722

Balls, M., 2020. It's Time to Reconsider The Principles of Humane Experimental Technique. *Atla-Alternatives to Laboratory Animals*, 48 (1): 40-46. http://dx.doi.org/10.1177/0261192920911339

Banks, J.E.; Ackleh, A.S.; Veprauskas, A.; Stark, J.D., 2019. The trouble with surrogates in environmental risk assessment: a daphniid case study. *Ecotoxicology*, 28 (1): 62-68. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1999-0

Barnthouse, L.W., 1992. The role of models in ecological risk assessment - a 1990s perspective. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11 (12): 1751-1760. http://dx.doi.org/10.1897/1552-8618(1992)11[1751:tromie]2.0.co;2

Barry, S.; Henderson, B., 2014. Burrlioz 2.0. Commonwealth Science and Industrial Research Organization, Canberra, Australia. https://research.csiro.au/software/burrlioz/

Bart, S.; Jager, T.; Robinson, A.; Lahive, E.; Spurgeon, D.J.; Ashauer, R., 2021. Predicting Mixture Effects over Time with Toxicokinetic-Toxicodynamic Models (GUTS): Assumptions, Experimental Testing, and Predictive Power. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2430-2439. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c05282

Bartell, S.M.; Nair, S.K.; Galic, N.; Brain, R.A., 2020. The Comprehensive Aquatic Systems Model (CASM): Advancing Computational Capability for Ecosystem Simulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (11): 2298-2303. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4843

Bartell, S.M.; Nair, S.K.; Grant, S.; Brain, R.A., 2018. Modeling the effects of thiamethoxam on Midwestern farm ponds and emergent wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (3): 738-754. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4010

Basant, N.; Gupta, S.; Singh, K.P., 2015. Predicting aquatic toxicities of chemical pesticides in multiple test species using nonlinear QSTR modeling approaches. *Chemosphere*, 139: 246-255. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.06.063

Basant, N.; Gupta, S.; Singh, K.P., 2015. Predicting Toxicities of Diverse Chemical Pesticides in Multiple Avian Species Using Tree-Based QSAR Approaches for Regulatory Purposes. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 55 (7): 1337-1348. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jcim.5b00139

Basant, N.; Gupta, S.; Singh, K.P., 2016. Modeling the toxicity of chemical pesticides in multiple test species using local and global QSTR approaches. *Toxicology Research*, 5 (1): 340-353. http://dx.doi.org/10.1039/c5tx00321k

Baudrot, V.; Charles, S., 2019. Recommendations to address uncertainties in environmental risk assessment using toxicokinetic-toxicodynamic models. *Scientific Reports*, 9 (1): 11432. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-019-47698-0

Baudrot, V.; Walker, E.; Lang, A.; Stefanescu, C.; Rey, J.F.; Soubeyrand, S.; Messean, A., 2021. When the average hides the risk of Bt-corn pollen on non-target Lepidoptera: Application to Aglais io in Catalonia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 207: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111215

Bauer, F.J.; Thomas, P.C.; Fouchard, S.Y.; Neunlist, S.J.M., 2018. A new classification algorithm based on mechanisms of action. *Computational Toxicology*, 5: 8-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.comtox.2017.11.001

Bauer, F.J.; Thomas, P.C.; Fouchard, S.Y.; Neunlist, S.J.M., 2018. High-accuracy prediction of mechanisms of action using structural alerts. *Computational Toxicology*, 7: 36-45. http://dx.doi.org/10.1016/j.comtox.2018.06.004

Becher, M.A.; Grimm, V.; Thorbek, P.; Horn, J.; Kennedy, P.J.; Osborne, J.L., 2014. BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure. *Journal of Applied Ecology*, 51 (2): 470-482. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12222

Becher, M.A.; Twiston-Davies, G.; Penny, T.D.; Goulson, D.; Rotheray, E.L.; Osborne, J.L., 2018. Bumble-BEEHAVE: A systems model for exploring multifactorial causes of bumblebee decline at individual, colony, population and community level. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6): 2790-2801. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13165

Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schafer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Belanger, S.E.; Carr, G.J., 2019. SSDs revisited: part II-practical considerations in the development and use of application factors applied to species sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (7): 1526-1541. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4444

Belden, J.B.; Brain, R.A., 2018. Incorporating the joint toxicity of co-applied pesticides into the ecological risk assessment process. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (1): 79-91. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1957

Belden, J.B.; Gilliom, R.J.; Lydy, M.J., 2007. How Well Can We Predict the Toxicity of Pesticide Mixtures to Aquatic Life? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 3 (3): 364-372. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.5630030307

Belden, J.B.; Lydy, M.J., 2006. Joint toxicity of chlorpyrifos and esfenvalerate to fathead minnows and midge larvae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (2): 623-629. http://dx.doi.org/10.1897/05-370r.1

Belz, R.G.; Duke, S.O., 2018. Predicting hormesis in mixtures of herbicidal compounds - where are we and how far can we go? In: Nordmeyer, H.; Ulber, L., eds. *28th German Conference on Weed Biology and Weed Control*. Berlin: Julius Kuhn-Inst (Julius-Kuhn-Archiv), 162-168. http://dx.doi.org/10.5073/jka.2018.458.023

Benfenati, E.; Manganaro, A.; Gini, G.C., 2013. VEGA-QSAR: AI inside a platform for predictive toxicology. *PAI@ AI* IA*. 21-28.

Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Jeger, M.J.; Knutsen, K.H.; More, S.; Mortensen, A.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Benford, D.; Halldorsson, T.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; More, S.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Craig, P.; Hart, A.; Von Goetz, N.; Koutsoumanis, K.; Mortensen, A.; Ossendorp, B.; Martino, L.; Merten, C.; Mosbach-Schulz, O.; Hardy, A., 2018. Guidance on Uncertainty Analysis in Scientific Assessments. *EFSA Journal*, 16 (1): 39. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5123

Benigni, R.; Serafimova, R.; Morte, J.M.P.; Battistelli, C.L.; Bossa, C.; Giuliani, A.; Fioravanzo, E.; Bassan, A.; Gatnik, M.F.; Rathman, J.; Yang, C.; Mostrag-Szlichtyng, A.; Sacher, O.; Tcheremenskaia, O., 2020. Evaluation of the applicability of existing (Q)SAR models for predicting the genotoxicity of pesticides and similarity analysis related with genotoxicity of pesticides for facilitating of grouping and read across: An EFSA funded project. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 114: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2020.104658

Berntssen, M.H.G.; Hoogenveen, R.; Rosenlund, G.; Garlito, B.; Zeilmaker, M.J., 2020. Do background levels of the pesticide pirimiphosmethyl in plant-based aquafeeds affect food safety of farmed Atlantic salmon? *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment*, 37 (12): 2109-2122. http://dx.doi.org/10.1080/19440049.2020.1829717

Bhowmick, T.; Sen, G.; Mukherjee, J.; Das, R., 2021. Assessing the effect of herbicide diuron on river biofilm: A statistical model. *Chemosphere*, 282: 5. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131104

Boone, K.S.; Di Toro, D.M., 2019. Target site model: Application of the polyparameter target lipid model to predict aquatic organism acute toxicity for various modes of action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (1): 222-239. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4278

Booton, R.D.; Yamaguchi, R.; Marshall, J.A.R.; Childs, D.Z.; Iwasa, Y., 2018. Interactions between immunotoxicants and parasite stress: Implications for host health. *Journal of Theoretical Biology*, 445: 120-127. http://dx.doi.org/10.1016/j.jtbi.2018.02.018

Borges, T.; de Voogt, P.; Duarte Davidson, R.; Scott, M.; Vighi, M., 2017. *Scientific Advice on Guidance Document n° 27: Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards*. Luxembourg: European Commission, Technical Report, 31 p. https://ec.europa.eu/health/sites/health/files/scientific_committees/scheer/docs/scheer_o_012.pdf

Brain, R.A.; Teed, R.S.; Bang, J.; Thorbek, P.; Perine, J.; Peranginangin, N.; Kim, M.; Valenti, T.; Chen, W.L.; Breton, R.L.; Rodney, S.I.; Moore, D.R.J., 2015. Risk Assessment Considerations With Regard to the Potential Impacts of Pesticides on Endangered Species. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11 (1): 102-117. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1572

Brock, T.; Arena, M.; Cedergreen, N.; Charles, S.; Duquesne, S.; Ippolito, A.; Klein, M.; Reed, M.; Teodorovic, I.; van den Brink, P.J.; Focks, A., 2021. Application of General Unified Threshold Models of Survival Models for Regulatory Aquatic Pesticide Risk Assessment Illustrated with An Example for the Insecticide Chlorpyrifos. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (1): 243-258. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4327

Brock, T.C.M.; Arts, G.H.P.; Maltby, L.; Van den Brink, P.J., 2006. Aquatic Risks of Pesticides, Ecological Protection Goals, and Common Aims in European Union Legislation. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 2 (4): E20-E46. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.5630020402

Brock, T.C.M.; Belgers, J.D.M.; Boerwinkel, M.C.; Jollie, L.; Kraak, M.H.S.; Papo, M.J.; Vonk, J.A.; Roessink, I., 2018. Toxicity of sediment-bound lufenuron to benthic arthropods in laboratory bioassays. *Aquatic Toxicology*, 198: 118-128. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.03.005

Brock, T.C.M.; Crum, S.J.H.; Deneer, J.W.; Heimbach, F.; Roijackers, R.M.M.; Sinkeldam, J.A., 2004. Comparing aquatic risk assessment methods for the photosynthesis-inhibiting herbicides metribuzin and metamitron. *Environmental Pollution*, 130 (3): 403-426. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2003.12.022

Broerse, M.; van Gestel, C.A.M., 2010. Mixture effects of nickel and chlorpyrifos on Folsomia candida (Collembola) explained from development of toxicity in time. *Chemosphere*, 79 (9): 953-957. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.02.032

Brox, S.; Seiwert, B.; Kuster, E.; Reemtsma, T., 2016. Toxicokinetics of Polar Chemicals in Zebrafish Embryo (Danio rerio): Influence of Physicochemical Properties and of Biological Processes. *Environmental Science & Technology*, 50 (18): 10264-10272. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b04325

Bryden, J.; Gill, R.J.; Mitton, R.A.A.; Raine, N.E.; Jansen, V.A.A., 2013. Chronic sublethal stress causes bee colony failure. *Ecology Letters*, 16 (12): 1463-1469. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12188

Cacciatore, L.C.; Verrengia Guerrero, N.R.; Cochón, A.C., 2018. Toxicokinetic and toxicodynamic studies of carbaryl alone or in binary mixtures with azinphos methyl in the freshwater gastropod Planorbarius corneus. *Aquatic Toxicology*, 199: 276-284. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166445X1830345X

Campbell, E.; Palmer, M.; Shao, Q.; Warne, M.S.J.; Wilson, D., 2000. *BurrliOZ: A computer program for calculating toxicant trigger values for the ANZECC and ARMCANZ water quality guidelines*. Perth, Australia.

Campbell, K.R.; Bartell, S.M.; Shaw, J.L., 2000. Characterizing aquatic ecological risks from pesticides using a diquat dibromide case study. II. Approaches using quotients and distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (3): 760-774. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190331

Carafa, R.; Marinov, D.; Dueri, S.; Wollgast, J.; Giordani, G.; Viaroli, P.; Zaldivar, J.M., 2009. A bioaccumulation model for herbicides in Ulva rigida and Tapes philippinarum in Sacca di Goro lagoon (Northern Adriatic). *Chemosphere*, 74 (8): 1044-1052. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.058

Carnesecchi, E.; Svendsen, C.; Lasagni, S.; Grech, A.; Quignot, N.; Amzal, B.; Toma, C.; Tosi, S.; Rortais, A.; Cortinas-Abrahantes, J.; Capri, E.; Kramer, N.; Benfenati, E.; Spurgeon, D.; Guillot, G.; Dorne, J., 2019. Investigating combined toxicity of binary mixtures in bees: Meta-analysis of laboratory tests, modelling, mechanistic basis and implications for risk assessment. *Environment International*, 133: 17. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.105256

Carnesecchi, E.; Toma, C.; Roncaglioni, A.; Kramer, N.; Benfenati, E.; Dorne, J., 2020. Integrating QSAR models predicting acute contact toxicity and mode of action pro filing in honey bees A. mellifera): Data curation using open source databases, performance testing and validation. *Science of the Total Environment*, 735: 20. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139243

Carr, G.J.; Belanger, S.E., 2019. SSDs Revisited: Part I-A Framework for Sample Size Guidance on Species Sensitivity Distribution Analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (7): 1514-1525. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4445

Casalegno, M.; Sello, G.; Benfenati, E., 2006. Top-priority fragment QSAR approach in predicting pesticide aquatic toxicity. *Chemical Research in Toxicology*, 19 (11): 1533-1539. http://dx.doi.org/10.1021/tx0601814

Caswell, H., 2001. *Matrix Population Models*. Sunderland, Usa: Sinauer Associates Publishers, 328 p.

Cedergreen, N., 2014. Quantifying Synergy: A Systematic Review of Mixture Toxicity Studies within Environmental Toxicology. *Plos One*, 9 (5): 12. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0096580

Cedergreen, N.; Spliid, N.H.; Streibig, J.C., 2004. Species-specific sensitivity of aquatic macrophytes towards two herbicide. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 58 (3): 314-323. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2004.04.002

Cederlund, H., 2017. Effects of spray drift of glyphosate on nontarget terrestrial plantsA critical review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (11): 2879-2886. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3925

Chandler, G.T.; Cary, T.L.; Bejarano, A.C.; Pender, J.; Ferry, J.L., 2004. Population consequences of fipronil and degradates to copepods at field concentrations: An integration of life cycle testing with Leslie matrix population Modeling. *Environmental Science & Technology*, 38 (23): 6407-6414. http://dx.doi.org/10.1021/es049654o

Charles, S.; Ratier, A.; Baudrot, V.; Multari, G.; Siberchicot, A.; Wu, D.; Lopes, C., 2021. Taking full advantage of modelling to better assess environmental risk due to xenobiotics—the all-in-one facility MOSAIC. *Environmental Science and Pollution Research*. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-15042-7

Charles, S.; Wu, D.; Ducrot, V., 2021. How to account for the uncertainty from standard toxicity tests in species sensitivity distributions: An example in non-target plants. *Plos One*, 16 (1): 17. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0245071

Chaudhuri, A.; Johnson, R.; Rakshit, K.; Bednarova, A.; Lackey, K.; Sen Chakraborty, S.; Krishnan, N.; Chaudhuri, A., 2020. Exposure to Spectracide (R) causes behavioral deficits in Drosophila melanogaster: Insights from locomotor analysis and molecular modeling. *Chemosphere*, 248: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126037

Chaumet, B.; Morin, S.; Boutry, S.; Mazzella, N., 2019. Diuron sorption isotherms in freshwater biofilms. *Science of the Total Environment*, 651: 1219-1225. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.286

Chaumet, B.; Morin, S.; Hourtane, O.; Artigas, J.; Delest, B.; Eon, M.; Mazzella, N., 2019. Flow conditions influence diuron toxicokinetics and toxicodynamics in freshwater biofilms. *Science of the Total Environment*, 652: 1242-1251. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.265

Chaumot, A.; Charles, S.; Flammarion, P.; Auger, P., 2003. Ecotoxicology and spatial modeling in population dynamics: An illustration with brown trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (5): 958-969. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220502

Chen, C.; Wang, Y.H.; Zhao, X.P.; Qian, Y.Z.; Wang, Q., 2014. Combined toxicity of butachlor, atrazine and lambda-cyhalothrin on the earthworm Eisenia fetida by combination index (CI)-isobologram method. *Chemosphere*, 112: 393-401. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.04.070

Chen, L.; Li, S.B.; Zhou, Y.M.; Zhou, X.X.; Jiang, H.; Liu, X.G.; Yuan, S.K., 2020. Risk assessment for pesticide mixtures on aquatic ecosystems in China: a proposed framework. *Pest Management Science*, 76 (2): 444-453. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5529

Chen, L.; Song, Y.F.; Tang, B.H.; Song, X.Y.; Yang, H.R.; Li, B.Y.; Zhao, Y.; Huang, C.T.; Han, X.; Wang, S.Y.; Li, Z.L., 2015. Aquatic risk assessment of a novel strobilurin fungicide: A microcosm study compared with the species sensitivity distribution approach. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 418-427. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.06.027

Chen, S.H.; Pollino, C.A., 2012. Good practice in Bayesian network modelling. *Environmental Modelling & Software*, 37: 134-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.012

Clemow, Y.H.; Manning, G.E.; Breton, R.L.; Winchell, M.F.; Padilla, L.; Rodney, S.I.; Hanzas, J.P.; Estes, T.L.; Budreski, K.; Toth, B.N.; Hill, K.L.; Priest, C.D.; Teed, R.S.; Knopper, L.D.; Moore, D.R.J.; Stone, C.T.; Whatling, P., 2018. A Refined Ecological Risk Assessment for California Red-legged Frog, Delta Smelt, and California Tiger Salamander Exposed to Malathion. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (2): 224-239. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.2002

Commission européenne, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau *JOUE L327 du 22 décembre 2000*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000330631

Commission européenne, 2009. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Commission européenne, 2020. Rapport de la Commission au Parlement Européen et au Cconseil: Évaluation du règlement (CE) nº 1107/2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et du règlement (CE) nº 396/2005 concernant les limites maximales applicables aux résidus de pesticides. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:52020DC0208

Conolly, R.B.; Ankley, G.T.; Cheng, W.Y.; Mayo, M.L.; Miller, D.H.; Perkins, E.J.; Villeneuve, D.L.; Watanabe, K.H., 2017. Quantitative Adverse Outcome Pathways and Their Application to Predictive Toxicology. *Environmental Science & Technology*, 51 (8): 4661-4672. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b06230

Coors, A.; De Meester, L., 2008. Synergistic, antagonistic and additive effects of multiple stressors: predation threat, parasitism and pesticide exposure in Daphnia magna. *Journal of Applied Ecology*, 45 (6): 1820-1828. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01566.x

Copin, P.J.; Chevre, N., 2015. Modelling the effects of pulse exposure of several PSII inhibitors on two algae. *Chemosphere*, 137: 70-77. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.05.035

Copin, P.J.; Chevre, N., 2018. Modelling the effects of PSII inhibitor pulse exposure on two algae in co-culture. *Ecotoxicology*, 27 (2): 154-168. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-017-1881-5

Copin, P.J.; Coutu, S.; Chevre, N., 2015. Modelling the effect of fluctuating herbicide concentrations on algae growth. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 113: 214-222. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.12.010

Copin, P.J.; Perronet, L.; Chevre, N., 2016. Modelling the effect of exposing algae to pulses of S-metolachlor: How to include a delay to the onset of the effect and in the recovery. *Science of the Total Environment*, 541: 257-267. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.154

Crall, J.D.; de Bivort, B.L.; Dey, B.; Versypt, A.N.F., 2019. Social Buffering of Pesticides in Bumblebees: Agent-Based Modeling of the Effects of Colony Size and Neonicotinoid Exposure on Behavior Within Nests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 7. http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2019.00051

Crenna, E.; Jolliet, O.; Collina, E.; Sala, S.; Fantke, P., 2020. Characterizing honey bee exposure and effects from pesticides for chemical prioritization and life cycle assessment. *Environment International*, 138: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2020.105642

Cresswell, J.E., 2017. A demographic approach to evaluating the impact of stressors on bumble bee colonies. *Ecological Entomology*, 42 (2): 221-229. http://dx.doi.org/10.1111/een.12376

Crocker, D.R., 2005. Estimating the exposure of birds and mammals to pesticides in long-term risk assessments. *Ecotoxicology*, 14 (8): 833-851. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-005-0031-7

Crocker, D.R.; Lawrence, A.J., 2018. Estimating the potential effects of pesticide seed treatments on the reproductive success of arable birds. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 147: 124-131. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.035

Croft, S.; Brown, M.; Wilkins, S.; Hart, A.; Smith, G.C., 2018. Evaluating European Food Safety Authority Protection Goals for Honeybees (Apis mellifera): What Do They Mean for Pollination? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (6): 750-758. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4078

Cruzeiro, C.; Rocha, E.; Pardal, M.A.; Rocha, M.J., 2016. Environmental assessment of pesticides in the Mondego River Estuary (Portugal). *Marine Pollution Bulletin*, 103 (1-2): 240-246. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.12.013

Daam, M.A.; Silva, E.; Leitao, S.; Trindade, M.J.; Cerejeira, M.J., 2010. Does the actual standard of 0.1 mu g/L overestimate or underestimate the risk of plant protection products to groundwater ecosystems? *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (5): 750-756. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.12.029

Dalhoff, K.; Gottardi, M.; Rinnan, A.; Rasmussen, J.J.; Cedergreen, N., 2018. Seasonal sensitivity of Gammarus pulex towards the pyrethroid cypermethrin. *Chemosphere*, 200: 632-640. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.153

Dalhoff, K.; Hansen, A.M.B.; Rasmussen, J.J.; Focks, A.; Strobel, B.W.; Cedergreen, N., 2020. Linking Morphology, Toxicokinetic, and Toxicodynamic Traits of Aquatic Invertebrates to Pyrethroid Sensitivity. *Environmental Science & Technology*, 54 (9): 5687-5699. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c00189

Dalkvist, T.; Sibly, R.M.; Topping, C.J., 2013. Landscape structure mediates the effects of a stressor on field vole populations. *Landscape Ecology*, 28 (10): 1961-1974. http://dx.doi.org/10.1007/s10980-013-9932-7

Dalkvist, T.; Topping, C.J.; Forbes, V.E., 2009. Population-level impacts of pesticide-induced chronic effects on individuals depend more on ecology than toxicology. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (6): 1663-1672. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.10.002

Damgaard, C.; Mathiassen, S.K.; Kudsk, P., 2008. Modeling effects of herbicide drift on the competitive interactions between weeds. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (6): 1302-1308. http://dx.doi.org/10.1897/07-267.1

David, V.; Joachim, S.; Porcher, J.M.; Beaudouin, R., 2019. Modelling BPA effects on three-spined stickleback population dynamics in mesocosms to improve the understanding of population effects. *Science of the Total Environment*, 692: 854-867. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.274

David, V.; Joachim, S.; Tebby, C.; Porcher, J.M.; Beaudouin, R., 2019. Modelling population dynamics in mesocosms using an individual-based model coupled to a bioenergetics model. *Ecological Modelling*, 398: 55-66. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.02.008

De Coninck, D.I.M.; De Schamphelaere, K.A.C.; Jansen, M.; De Meester, L.; Janssen, C.R., 2013. Interactive effects of a bacterial parasite and the insecticide carbaryl to life-history and physiology of two Daphnia magna clories differing in carbaryl sensitivity. *Aquatic Toxicology*, 130: 149-159. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.01.008

De Hoop, L.; De Troch, M.; Hendriks, A.J.; De Laender, F., 2013. Modeling toxic stress by atrazine in a marine consumer-resource system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 1088-1095. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2160

De Laender, F.; Van den Brink, P.J.; Janssen, C.R., 2011. Functional redundancy and food web functioning in linuron-exposed ecosystems. *Environmental Pollution*, 159 (10): 3009-3017. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.04.048

de Montaigu, C.T.; Goulson, D., 2020. Identifying agricultural pesticides that may pose a risk for birds. *Peerj*, 8. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.9526

de Perre, C.; Murphy, T.M.; Lydy, M.J., 2017. Mixture toxicity of phostebupirim and cyfluthrin: species-specific responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (7): 1947-1954. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3724

de Zwart, D., 2005. Ecological Effects of Pesticide Use in The Netherlands: Modeled and Observed Effects in the Field Ditch. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 1 (2): 123-134. http://dx.doi.org/10.1897/ieam_2004-015.1

Delignette-Muller, M.L.; Lopes, C.; Veber, P.; Charles, S., 2014. Statistical Handling of Reproduction Data for Exposure-Response Modeling. *Environmental Science & Technology*, 48 (13): 7544-7551. http://dx.doi.org/10.1021/es502009r

Devillers, J., 2001. A general QSAR model for predicting the acute toxicity of pesticides to Lepomis macrochirus. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 11 (5-6): 397-417. http://dx.doi.org/10.1080/10629360108035361

Devillers, J.; Flatin, J., 2000. A general QSAR model for predicting the acute toxicity of pesticides to Oncorhynchus mykiss. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 11 (1): 25-43. http://dx.doi.org/10.1080/10629360008033227

Diepens, N.J.; Beltman, W.H.J.; Koelmans, A.A.; Van den Brink, P.J.; Baveco, J.M., 2016. Dynamics and recovery of a sediment-exposed Chironomus riparius population: A modelling approach. *Environmental Pollution*, 213: 741-750. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.03.051

Dittrich, R.; Giessing, B.; Benito, M.M.; Russ, A.; Wolf, C.; Foudoulakis, M.; Norman, S., 2019. Multiyear monitoring of bird communities in chlorpyrifos-treated orchards in Spain and the United Kingdom: Spatial and temporal trends in species composition, abundance, and site fidelity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (3): 616-629. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4317

Dohmen, G.P.; Preuss, T.G.; Hamer, M.; Galic, N.; Strauss, T.; van den Brink, P.J.; De Laender, F.; Bopp, S., 2016. Population-Level Effects and Recovery of Aquatic Invertebrates after Multiple Applications of an Insecticide. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 67-81. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1676

Donatelli, M.; Magarey, R.D.; Bregaglio, S.; Willocquet, L.; Whish, J.P.M.; Savary, S., 2017. Modelling the impacts of pests and diseases on agricultural systems. *Agricultural Systems*, 155: 213-224. http://dx.doi.org/10.1016/j.agsy.2017.01.019

Douziech, M.; Ragas, A.M.J.; van Zelm, R.; Oldenkamp, R.; Hendriks, A.J.; King, H.; Oktivaningrum, R.; Huijbregts, M.A.J., 2020. Reliable and representative in silico predictions of freshwater ecotoxicological hazardous concentrations. *Environment International*, 134: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.105334

Drgan, V.; Zuperl, S.; Vracko, M.; Como, F.; Novic, M., 2016. Robust modelling of acute toxicity towards fathead minnow (Pimephales promelas) using counter-propagation artificial neural networks and genetic algorithm. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 27 (7): 501-519. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2016.1196388

Ducrot, V.; Pery, A.R.R.; Lagadic, L., 2010. Modelling effects of diquat under realistic exposure patterns in genetically differentiated populations of the gastropod Lymnaea stagnalis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences*, 365 (1557): 3485-3494. http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2010.0047

Dupraz, V.; Menard, D.; Akcha, F.; Budzinski, H.; Stachowski-Haberkorn, S., 2019. Toxicity of binary mixtures of pesticides to the marine microalgae Tisochrysis lutea and Skeletonema marinoi: Substance interactions and physiological impacts. *Aquatic Toxicology*, 211: 148-162. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.03.015

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11 (7): 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014. Scientific Opinion on good modelling practice in the context of mechanistic effect models for risk assessment of plant protection products. *EFSA Journal*, 12 (3): 3589. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2014.3589

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015. Scientific Opinion on the effect assessment for pesticides on sediment organisms in edge-of-field surface water. *EFSA Journal*, 13 (7): 4176. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4176

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015. Statement on the suitability of the BEEHAVE model for its potential use in a regulatory context and for the risk assessment of multiple stressors in honeybees at the landscape level. *EFSA Journal*, 13 (6): 4125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4125

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues; Aagaard, A.; Brock, T.; Capri, E.; Duquesne, S.; Filipic, M.; Hernandez-Jerez, A.F.; Hirsch-Ernst, K.I.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Liess, M.; Mantovani, A.; Ockleford, C.; Ossendorp, B.; Pickford, D.; Smith, R.; Sousa, P.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Van Der Linden, T., 2015. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal*, 13 (2): 212 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3996

EFSA Panel on Plant Protection Products their Residues, 2014. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target terrestrial plants. *EFSA Journal*, 12 (7): 3800. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3800

Efsa Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernandez-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *EFSA Journal*, 19 (5): 75, e06607. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

El-Amrani, S.; Pena-Abaurrea, M.; Sanz-Landaluze, J.; Ramos, L.; Guinea, J.; Camara, C., 2012. Bioconcentration of pesticides in Zebrafish eleutheroembryos (Danio rerio). *Science of the Total Environment*, 425: 184-190. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.065

Elliott, J.E.; Miller, M.J.; Wilson, L.K., 2005. Assessing breeding potential of peregrine falcons based on chlorinated hydrocarbon concentrations in prey. *Environmental Pollution*, 134 (2): 353-361. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2004.08.002

Engelman, C.A.; Grant, W.E.; Mora, M.A.; Woodin, M., 2012. Modelling effects of chemical exposure on birds wintering in agricultural landscapes: The western burrowing owl (Athene cunicularia hypugaea) as a case study. *Ecological Modelling*, 224 (1): 90-102. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2011.10.017

Englert, D.; Zubrod, J.P.; Pietz, S.; Stefani, S.; Krauss, M.; Schulz, R.; Bundschuh, M., 2017. Relative importance of dietary uptake and waterborne exposure for a leaf-shredding amphipod exposed to thiacloprid-contaminated leaves. *Scientific Reports*, 7: 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-16452-9

Eriksson, L.; Jaworska, J.; Worth, A.P.; Cronin, M.T.D.; McDowell, R.M.; Gramatica, P., 2003. Methods for reliability and uncertainty assessment and for applicability evaluations of classification- and regression-based QSARs. *Environmental Health Perspectives*, 111 (10): 1361-1375. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.5758

Etterson, M., 2020. *Technical manual: Ssd toolbox version 1.0. Epa/600/R-18/116.*

Etterson, M.; Garber, K.; Odenkirchen, E., 2017. Mechanistic modeling of insecticide risks to breeding birds in North American agroecosystems. *Plos One*, 12 (5): 23. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0176998

Etterson, M.A.; Bennett, R.S., 2013. Quantifying the Effects of Pesticide Exposure on Annual Reproductive Success of Birds. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (4): 590-599. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1450

European Commission, 2002. *Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002-rev. 2 final, 17 October 2002.*

European Commission, 2002. *Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/3268/2001-rev. 4 final, 17 October 2002.*

European Commission, 2003. *Technical Guidance Document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC on risk assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on risk assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part I.*: European Commission, Joint Research Centre, 302 p.

European Commission, 2009. Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council of 21 October 2009 concerning the placing of plant protection products on the market and repealing Council Directives 79/117/EEC and 91/414/EEC. *OJ L 309, 24.11.2009, p. 1–50.*

European Commission, 2016. Commission Implementing Decision of 28 September 2016 on the establishment of a work programme for the assessment of applications for the renewal of approvals of active substances expiring in 2019, 2020 and 2021 in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council. *OJ C 357, 29.9.2016, p. 9–11.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32016D0929%2801%29

European Commission, 2020. Report from the commission to the european parliament and the council Evaluation of Regulation (EC) No 1107/2009 on the placing of plant protection products on the market and of Regulation (EC) No 396/2005 on maximum residue levels of pesticides. *COM/2020/208 final*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX%3A52020DC0208

European Food Safety Authority, 2009. Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal*, 7 (12): 1438. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

European Food Safety Authority, 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *EFSA Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

European Food Safety Authority, 2018. Scientific risk assessment of pesticides in the European Union (EU): EFSA contribution to on-going reflections by the EC. *EFSA Supporting Publications*, 15 (1): 1367E. http://dx.doi.org/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1367

Faggiano, L.; de Zwart, D.; Garcia-Berthou, E.; Lek, S.; Gevrey, M., 2010. Patterning ecological risk of pesticide contamination at the river basin scale. *Science of the Total Environment*, 408 (11): 2319-2326. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.02.002

Feinerer, I.; Hornik, K., 2020. Tm : Text Mining Package. R package version 0.7-8. https://CRAN.R-project.org/package=tm

Feinerer, I.; Hornik, K.; Meyer, D., 2008. Text mining infrastructure in R. *Journal of Statistical Software*, 25 (5): 1-54. https://www.jstatsoft.org/v25/i05/

Felten, V.; Toumi, H.; Masfaraud, J.F.; Billoir, E.; Camara, B.I.; Ferard, J.F., 2020. Microplastics enhance Daphnia magna sensitivity to the pyrethroid insecticide deltamethrin: Effects on life history traits. *Science of the Total Environment*, 714: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136567

Filimonova, V.; Nys, C.; De Schamphelaere, K.A.C.; Goncalves, F.; Marques, J.C.; Goncalves, A.M.M.; De Troch, M., 2018. Ecotoxicological and biochemical mixture effects of an herbicide and a metal at the marine primary producer diatom Thalassiosira weissflogii and the primary consumer copepod Acartia tonsa. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (22): 22180-22195. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2302-x

Finizio, A.; Di Nica, V.; Rizzi, C.; Villa, S., 2020. A quantitative structure-activity relationships approach to predict the toxicity of narcotic compounds to aquatic communities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 190: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.110068

Firdaus, M.A.M.; Agatz, A.; Hodson, M.E.; Al-Khazrajy, O.S.A.; Boxall, A.B.A., 2018. Fate, Uptake, and Distribution of Nanoencapsulated Pesticides in Soil-Earthworm Systems and Implications for Environmental Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (5): 1420-1429. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4094

Focks, A.; Belgers, D.; Boerwinkel, M.C.; Buijse, L.; Roessink, I.; Van den Brink, P.J., 2018. Calibration and validation of toxicokinetic-toxicodynamic models for three neonicotinoids and some aquatic macroinvertebrates. *Ecotoxicology*, 27 (7): 992-1007. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1940-6

Focks, A.; Luttik, R.; Zorn, M.; Brock, T.; Roex, E.; Van der Linden, T.; Van den Brink, P.J., 2014a. A simulation study on effects of exposure to a combination of pesticides used in an orchard and tuber crop on the recovery time of a vulnerable aquatic invertebrate. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (7): 1489-1498. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2502

Focks, A.; ter Horst, M.; van den Berg, E.; Baveco, H.; van den Brink, P.J., 2014b. Integrating chemical fate and population-level effect models for pesticides at landscape scale: New options for risk assessment. *Ecological Modelling*, 280: 102-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.023

Forbes, V.E.; Agatz, A.; Ashauer, R.; Butt, K.R.; Capowiez, Y.; Duquesne, S.; Ernst, G.; Focks, A.; Gergs, A.; Hodson, M.E.; Holmstrup, M.; Johnston, A.S.; Meli, M.; Nickisch, D.; Pieper, S.; Rakel, K.J.; Reed, M.; Roembke, J.; Schafer, R.B.; Thorbek, P.; Spurgeon, D.J.; van den Berg, E.; Van Gestel, C.A.; Zorn, M.I.; Roeben, V., 2021. Mechanistic Effect Modeling of Earthworms in the Context of Pesticide Risk Assessment: Synthesis of the FORESEE Workshop. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (2): 352-363. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4338

Forbes, V.E.; Brain, R.; Edwards, D.; Galic, N.; Hall, T.; Honegger, J.; Meyer, C.; Moore, D.R.J.; Nacci, D.; Pastorok, R.; Preuss, T.G.; Railsback, S.F.; Salice, C.; Sibly, R.M.; Tenhumberg, B.; Thorbek, P.; Wang, M., 2015. Assessing Pesticide Risks to Threatened and Endangered Species Using Population Models: Findings and Recommendations from a CropLife America Science Forum. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11 (3): 348-354. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1628

Forbes, V.E.; Calow, P., 2002. Species sensitivity distributions revisited: A critical appraisal. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (3): 473-492. http://dx.doi.org/10.1080/20028091057033

Forbes, V.E.; Calow, P.; Sibly, R.M., 2001. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (2): 442-447. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200227

Forbes, V.E.; Galic, N.; Schmolke, A.; Vavra, J.; Pastorok, R.; Thorbek, P., 2016. Assessing the risks of pesticides to threatened and endangered species using population modeling: A critical review and recommendations for future work. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (8): 1904-1913. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3440

Forbes, V.E.; Hommen, U.; Thorbek, P.; Heimbach, F.; Van den Brink, P.J.; Wogram, J.; Thulke, H.-H.; Grimm, V., 2009. Ecological models in support of regulatory risk assessments of pesticides: developing a strategy for the future. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5 (1): 167-172. http://dx.doi.org/10.1897/IEAM_2008-029.1

Forfait-Dubuc, C.; Charles, S.; Billoir, E.; Delignette-Muller, M.L., 2012. Survival data analyses in ecotoxicology: critical effect concentrations, methods and models. What should we use? *Ecotoxicology*, 21 (4): 1072-1083. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0860-0

Fox, D.R.; van Dam, R.A.; Fisher, R.; Batley, G.E.; Tillmanns, A.R.; Thorley, J.; Schwarz, C.J.; Spry, D.J.; McTavish, K., 2021. Recent Developments in Species Sensitivity Distribution Modeling. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (2): 293-308. https://doi.org/10.1002/etc.4925

Fraser, A.J.; Burkow, I.C.; Wolkers, H.; Mackay, D., 2002. Modeling biomagnification and metabolism of contaminants in harp seals of the Barents Sea. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (1): 55-61. http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<0055:mbamoc>2.0.co;2

Furuhama, A.; Hayashi, T.I.; Yamamoto, H., 2019. Development of QSAAR and QAAR models for predicting fish early-life stage toxicity with a focus on industrial chemicals. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 30 (11): 825-846. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2019.1669707

Gabsi, F.; Solga, A.; Bruns, E.; Leake, C.; Preuss, T.G., 2019. Short-term to long-term extrapolation of lethal effects of an herbicide on the marine mysid shrimp Americamysis Bahia by use of the General Unified Threshold Model of Survival (GUTS). *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (1): 29-39. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4092

Galic, N.; Ashauer, R.; Baveco, H.; Nyman, A.M.; Barsi, A.; Thorbek, P.; Bruns, E.; Van den Brink, P.J., 2014. Modeling the contribution of toxicokinetic and toxicodynamic processes to the recovery of gammarus pulex populations after exposure to pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (7): 1476-1488. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2481

Galic, N.; Baveco, H.; Hengeveld, G.M.; Thorbek, P.; Bruns, E.; van den Brink, P.J., 2012. Simulating population recovery of an aquatic isopod: Effects of timing of stress and landscape structure. *Environmental Pollution*, 163: 91-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.12.024

Galic, N.; Salice, C.J.; Birnir, B.; Bruins, R.J.F.; Ducrot, V.; Jager, H.I.; Kanarek, A.; Pastorok, R.; Rebarber, R.; Thorbek, P.; Forbes, V.E., 2019. Predicting impacts of chemicals from organisms to ecosystem service delivery: A case study of insecticide impacts on a freshwater lake. *Science of the Total Environment*, 682: 426-436. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.187

Galimberti, F.; Moretto, A.; Papa, E., 2020. Application of chemometric methods and QSAR models to support pesticide risk assessment starting from ecotoxicological datasets. *Water Research*, 174: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2020.115583

Gao, Y.X.; Chen, J.H.; Wang, H.L.; Liu, C.; Lv, X.T.; Li, J.Z.; Guo, B.Y., 2013. Enantiomerization and Enantioselective Bioaccumulation of Benalaxyl in Tenebrio molitor Larvae from Wheat Bran. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 61 (38): 9045-9051. http://dx.doi.org/10.1021/jf4020125

Garcia-Gomez, C.; Babin, M.; Garcia, S.; Almendros, P.; Perez, R.A.; Fernandez, M.D., 2019. Joint effects of zinc oxide nanoparticles and chlorpyrifos on the reproduction and cellular stress responses of the earthworm Eisenia andrei. *Science of the Total Environment*, 688: 199-207. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.083

Gegear, R.J.; Heath, K.N.; Ryder, E.F. Modeling scale up of anthropogenic impacts from individual pollinator behavior to pollination systems. *Conservation Biology*: 11. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.13754

George, T.K.; Liber, K.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2003. Assessment of the probabilistic ecological risk assessment-toxic equivalent combination approach for evaluating pesticide mixture toxicity to zooplankton in outdoor microcosms. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 45 (4): 453-461. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-2123-9

Gestin, O.; Lacoue-Labarthe, T.; Coquery, M.; Delorme, N.; Garnero, L.; Dherret, L.; Ciccia, T.; Geffard, O.; Lopes, C., 2021. One and multi-compartments toxico-kinetic modeling to understand metals' organotropism and fate in Gammarus fossarum. *Environment International*, 156: 106625. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2021.106625

Giddings, J.M.; Hall, L.W.; Solomon, K.R., 2000. Ecological risks of diazinon from agricultural use in the Sacramento-San Joaquin River Basins, California. *Risk Analysis*, 20 (5): 545-572. http://dx.doi.org/10.1111/0272-4332.205052

Giddings, J.M.; Wirtz, J.; Campana, D.; Dobbs, M., 2019. Derivation of combined species sensitivity distributions for acute toxicity of pyrethroids to aquatic animals. *Ecotoxicology*, 28 (2): 242-250. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-019-02018-0

Ginebreda, A.; Kuzmanovic, M.; Guasch, H.; de Alda, M.L.; Lopez-Doval, J.C.; Munoz, I.; Ricart, M.; Romani, A.M.; Sabater, S.; Barcelo, D., 2014. Assessment of multi-chemical pollution in aquatic ecosystems using toxic units: Compound prioritization, mixture characterization and relationships with biological descriptors. *Science of the Total Environment*, 468: 715-723. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.086

Goldberg, A.M., 2010. The Principles of Humane Experimental Technique: Is It Relevant Today? *Altex-Alternatives to Animal Experimentation*, 27 (2): 149-151.

Gomez-Eyles, J.L.; Svendsen, C.; Lister, L.; Martin, H.; Hodson, M.E.; Spurgeon, D.J., 2009. Measuring and modelling mixture toxicity of imidacloprid and thiacloprid on Caenorhabditis elegans and Eisenia fetida. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (1): 71-79. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2008.07.006

Goutte, A.; Meillere, A.; Barbraud, C.; Budzinski, H.; Labadie, P.; Peluhet, L.; Weimerskirch, H.; Delord, K.; Chastel, O., 2018. Demographic, endocrine and behavioral responses to mirex in the South polar skua. *Science of the Total Environment*, 631-632: 317-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.02.326

Gramatica, P.; Sangion, A., 2016. A Historical Excursus on the Statistical Validation Parameters for QSAR Models: A Clarification Concerning Metrics and Terminology. *Journal of Chemical Information and Modeling*, 56 (6): 1127-1131. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jcim.6b00088

Grech, A.; Brochot, C.; Dorne, J.L.; Quignot, N.; Bois, F.Y.; Beaudouin, R., 2017. Toxicokinetic models and related tools in environmental risk assessment of chemicals. *Science of the Total Environment*, 578: 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.146

Grech, A.; Tebby, C.; Brochot, C.; Bois, F.Y.; Bado-Nilles, A.; Dorne, J.L.; Quignot, N.; Beaudouin, R., 2019. Generic physiologically-based toxicokinetic modelling for fish: Integration of environmental factors and species variability. *Science of the Total Environment*, 651: 516-531. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.163

Grimm, V.; Johnston, A.S.A.; Thulke, H.H.; Forbes, V.E.; Thorbek, P., 2020. Three questions to ask before using model outputs for decision support. *Nature Communications*, 11 (1): 3. http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-17785-2

Grist, E.P.M.; O'Hagan, A.; Crane, M.; Sorokin, N.; Sims, I.; Whitehouse, P., 2006. Bayesian and time-independent species sensitivity distributions for risk assessment of chemicals. *Environmental Science & Technology*, 40 (1): 395-401. http://dx.doi.org/10.1021/es050871e

Gunstone, T.; Cornelisse, T.; Klein, K.; Dubey, A.; Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 21. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847

Hamadache, M.; Benkortbi, O.; Hanini, S.; Amrane, A., 2018. QSAR modeling in ecotoxicological risk assessment: application to the prediction of acute contact toxicity of pesticides on bees (Apis mellifera L.). *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (1): 896-907. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-0498-9

Hanratty, M.P.; Liber, K., 1996. Evaluation of model predictions of the persistence and ecological effects of diflubenzuron in a littoral ecosystem. *Ecological Modelling*, 90 (1): 79-95. http://dx.doi.org/10.1016/0304-3800(95)00149-2

Hanson, N.; Stark, J.D., 2012. Utility of population models to reduce uncertainty and increase value relevance in ecological risk assessments of pesticides: An example based on acute mortality data for daphnids. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 8 (2): 262-270. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.272

Hasenbein, S.; Peralta, J.; Lawler, S.P.; Connon, R.E., 2017. Environmentally relevant concentrations of herbicides impact non-target species at multiple sublethal endpoints. *Science of the Total Environment*, 607: 733-743. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.270

Hayashi, T.I.; Imaizumi, Y.; Yokomizo, H.; Tatarazako, N.; Suzuki, N., 2016. Ecological risk assessment of herbicides in japan: integrating spatiotemporal variation in exposure and effects using a multimedia model and algal density dynamics models. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (1): 233-240. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3162

He, W.; Qin, N.; Kong, X.Z.; Liu, W.X.; Wu, W.J.; He, Q.S.; Yang, C.; Jiang, Y.J.; Wang, Q.M.; Yang, B.; Xu, F.L., 2014. Ecological risk assessment and priority setting for typical toxic pollutants in the water from Beijing-Tianjin-Bohai area using Bayesian matbugs calculator (BMC). *Ecological Indicators*, 45: 209-218. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.04.008

Heringa, M.; Brandon, E.; Bessems, J.; Bos, P., 2013. *Integration of Toxicokinetics and Toxicodynamics Testing Essential for Risk Assessment*. Bilthoven, The Netherlands: National Institute for Public Health and their Environment, (RIVM Letter report 055212001), 43 o.

Hernandez-Jerez, A.; Adriaanse, P.; Aldrich, A.; Berny, P.; Coja, T.; Duquesne, S.; Gimsing, A.L.; Marina, M.; Millet, M.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Tiktak, A.; Tzoulaki, I.; Widenfalk, A.; Wolterink, G.; Russo, D.; Streissl, F.; Topping, C.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Reidues, 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *EFSA Journal*, 17 (7): 81. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758

Herrmann, K.; Holzwarth, A.; Rime, S.; Fischer, B.C.; Kneuer, C., 2020. (Q)SAR tools for the prediction of mutagenic properties: Are they ready for application in pesticide regulation? *Pest Management Science*, 76 (10): 3316-3325. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5828

Hesketh, H.; Lahive, E.; Horton, A.A.; Robinson, A.G.; Svendsen, C.; Rortais, A.; Dorne, J.L.; Baas, J.; Spurgeon, D.J.; Heard, M.S., 2016. Extending standard testing period in honeybees to predict lifespan impacts of pesticides and heavy metals using dynamic energy budget modelling. *Scientific Reports*, 6: 12. http://dx.doi.org/10.1038/srep37655

Hoffmann, K.C.; Deanovic, L.; Werner, I.; Stillway, M.; Fong, S.; Teh, S., 2016. An analysis of lethal and sublethal interactions among type I and type II pyrethroid pesticide mixtures using standard Hyalella azteca water column toxicity tests. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35 (10): 2542-2549. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3422

Hommen, U.; Forbes, V.; Grimm, V.; Preuss, T.G.; Thorbek, P.; Ducrot, V., 2016. How to use mechanistic effect models in environmental risk assessment of pesticides: Case studies and recommendations from the SETAC workshop MODELINK. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 21-31. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1704

Hommen, U.; Schmitt, W.; Heine, S.; Brock, T.C.M.; Duquesne, S.; Manson, P.; Meregalli, G.; Ochoa-Acuna, H.; van Vliet, P.; Arts, G., 2016. How TK-TD and Population Models for Aquatic Macrophytes Could Support the Risk Assessment for Plant Protection Products. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 82-95. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1715

Horig, K.; Maus, C.; Nikolakis, A.; Ratte, H.T.; Ross-Nickoll, M.; Schmitt, W.; Preuss, T.G., 2015. The advantage of a toxicokinetic model of the honey bee colony in the context of the risk assessment of plant protection products. In: Oomen, P.A.; Pistorius, J., eds. *Hazards of Pesticides to Bees: 12th International Symposium of the Icp-Pr Bee Protection Group*. Berlin: Julius Kuhn-Inst (Julius-Kuhn-Archiv), 51-55.

Ives, A.R.; Paull, C.; Hulthen, A.; Downes, S.; Andow, D.A.; Haygood, R.; Zalucki, M.P.; Schellhorn, N.A., 2017. Spatio-Temporal Variation in Landscape Composition May Speed Resistance Evolution of Pests to Bt Crops. *Plos One*, 12 (1): 20. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0169167

Iwasaki, Y.; Kotani, K.; Kashiwada, S.; Masunaga, S., 2015. Does the Choice of NOEC or EC10 Affect the Hazardous Concentration for 5% of the Species? *Environmental Science & Technology*, 49 (15): 9326-9330. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b02069

Jackson, S.H.; Cowan-Ellsberry, C.E.; Thomas, G., 2009. Use of Quantitative Structural Analysis To Predict Fish Bioconcentration Factors for Pesticides. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57 (3): 958-967. http://dx.doi.org/10.1021/jf803064z

Jager, T., 2020. Revisiting simplified DEBtox models for analysing ecotoxicity data. *Ecological Modelling*, 416: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108904

Jager, T.; Albert, C.; Preuss, T.G.; Ashauer, R., 2011. General Unified Threshold Model of Survival - a Toxicokinetic-Toxicodynamic Framework for Ecotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 45 (7): 2529-2540. http://dx.doi.org/10.1021/es103092a

Jager, T.; Ashauer, R., 2018. Modelling survival under chemical stress. A comprehensive guide to the GUTS framework. *Oakland, CA: Leanpub*. https://leanpub.com/guts_book

Jager, T.; Barsi, A.; Ducrot, V., 2013. Hormesis on life-history traits: is there such thing as a free lunch? *Ecotoxicology*, 22 (2): 263-270. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1022-0

Jager, T.; Crommentuijn, T.; van Gestel, C.A.M.; Kooijman, S., 2007. Chronic exposure to chlorpyrifos reveals two modes of action in the springtail Folsomia candida. *Environmental Pollution*, 145 (2): 452-458. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.04.028

Jager, T.; Kooijman, S., 2005. Modeling receptor kinetics in the analysis of survival data for organophosphorus pesticides. *Environmental Science & Technology*, 39 (21): 8307-8314. http://dx.doi.org/10.1021/es050817y

Jeremiah, E.; Sisson, S.A.; Sharma, A.; Marshall, L., 2012. Efficient hydrological model parameter optimization with Sequential Monte Carlo sampling. *Environmental Modelling & Software*, 38: 283-295. http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.07.001

Jesenska, S.; Nemethova, S.; Blaha, L., 2013. Validation of the species sensitivity distribution in retrospective risk assessment of herbicides at the river basin scale-the Scheldt river basin case study. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (9): 6070-6084. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1644-7

Jia, Q.Z.; Liu, T.; Yan, F.Y.; Wang, Q., 2020. Norm Index-Based QSAR Model for Acute Toxicity of Pesticides Toward Rainbow Trout. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (2): 352-358. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4621

Jia, Q.Z.; Zhao, Y.P.; Yan, F.Y.; Wang, Q., 2018. QSAR model for predicting the toxicity of organic compounds to fathead minnow. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (35): 35420-35428. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3434-8

Johnston, A.S.A.; Holmstrup, M.; Hodson, M.E.; Thorbek, P.; Alvarez, T.; Sibly, R.M., 2014. Earthworm distribution and abundance predicted by a process-based model. *Applied Soil Ecology*, 84: 112-123. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.06.001

Joncour, B.; Nelson, W.A., 2021. Sublethal concentration of insecticide amplifies interference competition in a tortrix moth. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 220: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112324

Jonker, M.J.; Svendsen, C.; Bedaux, J.J.M.; Bongers, M.; Kammenga, J.E., 2005. Significance testing of synergistic/antagonistic, dose level-dependent, or dose ratio-dependent effects in mixture dose-response analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (10): 2701-2713. http://dx.doi.org/10.1897/04-431r.1

Kaikkonen, L.; Parviainen, T.; Rahikainen, M.; Uusitalo, L.; Lehikoinen, A., 2021. Bayesian Networks in Environmental Risk Assessment: A Review. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (1): 62-78. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4332

Kattwinkel, M.; Kuhne, J.V.; Foit, K.; Liess, M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21 (6): 2068-2081. http://dx.doi.org/10.1890/10-1993.1

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kattwinkel, M.; Reichert, P.; Ruegg, J.; Liess, M.; Schuwirth, N., 2016. Modeling Macroinvertebrate Community Dynamics in Stream Mesocosms Contaminated with a Pesticide. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 3165-3173. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04068

Khan, K.; Khan, P.M.; Lavado, G.; Valsecchi, C.; Pasqualini, J.; Baderna, D.; Marzo, M.; Lombardo, A.; Roy, K.; Benfenati, E., 2019. QSAR modeling of Daphnia magna and fish toxicities of biocides using 2D descriptors. *Chemosphere*, 229: 8-17. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.204

Kienzler, A.; Barron, M.G.; Belanger, S.E.; Beasley, A.; Embry, M.R., 2017. Mode of Action (MOA) Assignment Classifications for Ecotoxicology: An Evaluation of Approaches. *Environmental Science & Technology*, 51 (17): 10203-10211. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02337

Kleinmann, J.U.; Wang, M., 2017. Modeling individual movement decisions of brown hare (lepus europaeus) as a key concept for realistic spatial behavior and exposure: a population model for landscape-level risk assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (9): 2299-2307. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3760

Knezevic, V.; Tunic, T.; Gajic, P.; Marjan, P.; Savic, D.; Tenji, D.; Teodorovic, I., 2016. Getting More Ecologically Relevant Information from Laboratory Tests: Recovery of Lemna minor After Exposure to Herbicides and Their Mixtures. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 71 (4): 572-588. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-016-0321-5

Kon Kam King, G.; Larras, F.; Charles, S.; Delignette-Muller, M.L., 2015. Hierarchical modelling of species sensitivity distribution: Development and application to the case of diatoms exposed to several herbicides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 114: 212-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.01.022

Kon Kam King, G.; Veber, P.; Charles, S.; Delignette-Muller, M.L., 2014. MOSAIC_SSD: A new web tool for species sensitivity distribution to include censored data by maximum likelihood. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9): 2133-2139. https://setac.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1002/etc.2644

Kooijman, B., 2009. *Dynamic energy budget theory for metabolic organisation*. Cambridge: Cambridge university press (3rd edition), 534 p.

Kretschmann, A.; Ashauer, R.; Hollender, J.; Escher, B.I., 2012. Toxicokinetic and toxicodynamic model for diazinon toxicity-mechanistic explanation of differences in the sensitivity of Daphnia magna and Gammarus pulex. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (9): 2014-2022. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1905

Kristofco, L.A.; Du, B.W.; Chambliss, C.K.; Berninger, J.P.; Brooks, B.W., 2015. Comparative Pharmacology and Toxicology of Pharmaceuticals in the Environment: Diphenhydramine Protection of Diazinon Toxicity in Danio rerio but Not Daphnia magna. *Aaps Journal*, 17 (1): 175-183. http://dx.doi.org/10.1208/s12248-014-9677-5

Kulakowska, K.A.; Kulakowski, T.M.; Inglis, I.R.; Smith, G.C.; Haynes, P.J.; Prosser, P.; Thorbek, P.; Sibly, R.M., 2014. Using an individual-based model to select among alternative foraging strategies of woodpigeons: Data support a memory-based model with a flocking mechanism. *Ecological Modelling*, 280: 89-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmode1.2013.09.019

Kuzmanovic, M.; Lopez-Doval, J.C.; De Castro-Catala, N.; Guasch, H.; Petrovic, M.; Munoz, I.; Ginebreda, A.; Barcelo, D., 2016. Ecotoxicological risk assessment of chemical pollution in four Iberian river basins and its relationship with the aquatic macroinvertebrate community status. *Science of the Total Environment*, 540: 324-333. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.112

Landis, W.G.; Chu, V.R.; Graham, S.E.; Harris, M.J.; Markiewicz, A.J.; Mitchell, C.J.; von Stackelberg, K.E.; Stark, J.D., 2020. Integration of Chlorpyrifos Acetylcholinesterase Inhibition, Water Temperature, and Dissolved Oxygen Concentration into a Regional Scale Multiple Stressor Risk Assessment Estimating Risk to Chinook Salmon. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16 (1): 28-42. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4199

Lanteigne, M.; Whiting, S.A.; Lydy, M.J., 2015. Mixture Toxicity of Imidacloprid and Cyfluthrin to Two Non-target Species, the Fathead Minnow Pimephales promelas and the Amphipod Hyalella azteca. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 68 (2): 354-361. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-014-0086-7

Larras, F.; Charles, S.; Chaumot, A.; Pelosi, C.; Gall, M.; Mamy, L.; Beaudouin, R., 2022. A critical review of effect modelling for ecological risk assessment of plant protection products. 29.

Larras, F.; Charles, S.; Chaumot, A.; Pelosi, C.; M., L.G.; Mamy, L.; Beaudouin, R., 2022. A critical review of modelling approaches for ecological risk assessment of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 43448–43500. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3

Lazartigues, A.; Thomas, M.; Banas, D.; Brun-Bellut, J.; Cren-Olive, C.; Feidt, C., 2013. Accumulation and half-lives of 13 pesticides in muscle tissue of freshwater fishes through food exposure. *Chemosphere*, 91 (4): 530-535. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.12.032

Lepper, P., 2002. *Towards the derivation of quality standards for priority substances in the context of the Water Framework Directive*. Fraunhofer: Institute Molecular Biology and Applied Ecology, Final Report, Fraunhofer Institute, Germany, (Contract No. B4-3040/2000/30637/MAR/E1), 124 p. http://www.wrrl-info.de/docs/qs-final-report040902.pdf

Li, H.Z.; You, J., 2015. Application of species sensitivity distribution in aquatic probabilistic ecological risk assessment of cypermethrin: a case study in an urban stream in South China. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (3): 640-648. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2851

Li, H.Z.; You, J.; Wang, W.X., 2018. Multi-compartmental toxicokinetic modeling of fipronil in tilapia: Accumulation, biotransformation and elimination. *Journal of Hazardous Materials*, 360: 420-427. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.085

Liess, M.; Foit, K.; Knillmann, S.; Schafer, R.B.; Liess, H.D., 2016. Predicting the synergy of multiple stress effects. *Scientific Reports*, 6: 8. http://dx.doi.org/10.1038/srep32965

Lilienblum, W.; Dekant, W.; Foth, H.; Gebel, T.; Hengstler, J.G.; Kahl, R.; Kramer, P.J.; Schweinfurth, H.; Wollin, K.M., 2008. Alternative methods to safety studies in experimental animals: role in the risk assessment of chemicals under the new European Chemicals Legislation (REACH). *Archives of Toxicology*, 82 (4): 211-236. http://dx.doi.org/10.1007/s00204-008-0279-9

Lindsay, S.; Chasse, J.; Butler, R.A.; Morrill, W.; Van Beneden, R.J., 2010. Impacts of stage-specific acute pesticide exposure on predicted population structure of the soft-shell clam, Mya arenaria. *Aquatic Toxicology*, 98 (3): 265-274. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.012

Lister, L.J.; Svendsen, C.; Wright, J.; Hooper, H.L.; Spurgeon, D.J., 2011. Modelling the joint effects of a metal and a pesticide on reproduction and toxicokinetics in Lumbricid earthworms. *Environment International*, 37 (4): 663-670. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.01.006

Liu, C.; Bednarska, A.J.; Sibly, R.M.; Murfitt, R.C.; Edwards, P.; Thorbek, P., 2014. Incorporating toxicokinetics into an individual-based model for more realistic pesticide exposure estimates: A case study of the wood mouse. *Ecological Modelling*, 280: 30-39. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.09.007

Lo Piparo, E.; Fratev, F.; Lemke, F.; Mazzatorta, P.; Smiesko, M.; Fritz, J.I.; Benfenati, E., 2006. QSAR models for Daphnia magna toxicity prediction of benzoxazinone allelochemicals and their transformation products. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 54 (4): 1111-1115. http://dx.doi.org/10.1021/jf050918f

Lopes, C.; Pery, A.R.R.; Chaumot, A.; Charles, S., 2005. Ecotoxicology and population dynamics: Using DEBtox models in a Leslie modeling approach. *Ecological Modelling*, 188 (1): 30-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.05.004

Lopez Aca, V.; Gonzalez, P.V.; Carriquiriborde, P., 2018. Lethal and sublethal responses in the fish, Odontesthes bonariensis, exposed to chlorpyrifos alone or under mixtures with endosulfan and lambda-cyhalothrin. *Ecotoxicology*, 27 (7): 968-979. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1941-5

Lopez-Cozar, E.D.; Orduna-Malea, E.; Martin-Martin, A., 2019. *Google Scholar as a Data Source for Research Assessment*. Cham: Springer International Publishing Ag (*Springer Handbook of Science and Technology Indicators*). http://dx.doi.org/10.1007/978-3-030-02511-3_4

Loureiro, S.; Sousa, J.P.; Nogueira, A.J.A.; Soares, A., 2002. Assimilation efficiency and toxicokinetics of C-14-lindane in the terrestrial isopod Porcellionides pruinosus: The role of isopods in degradation of persistent soil pollutants. *Ecotoxicology*, 11 (6): 481-490. http://dx.doi.org/10.1023/a:1021013519330

MacLachlan, D.J., 2009. Influence of physiological status on residues of lipophilic xenobiotics in livestock. *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment*, 26 (5): 692-712. http://dx.doi.org/10.1080/02652030802669170

MacLachlan, D.J., 2010. Physiologically based pharmacokinetic (PBPK) model for residues of lipophilic pesticides in poultry. *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment*, 27 (3): 302-314. http://dx.doi.org/10.1080/19440040903296683

Malaj, E.; von der Ohe, P.C.; Grote, M.; Kuhne, R.; Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P.; Brack, W.; Schafer, R.B., 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (26): 9549-9554. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1321082111

Maloney, E.M.; Morrissey, C.A.; Headley, J.V.; Peru, K.M.; Liber, K., 2017. Cumulative toxicity of neonicotinoid insecticide mixtures to Chironomus dilutus under acute exposure scenarios. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (11): 3091-3101. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3878

Maltby, L.; Blake, N.; Brock, T.C.M.; Van Den Brink, P.J., 2005. Insecticide species sensitivity distributions: Importance of test species selection and relevance to aquatic ecosystems. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (2): 379-388. http://dx.doi;org/10.1897/04-025r.1

Mansano, A.S.; Moreira, R.A.; Dornfeld, H.C.; Freitas, E.C.; Vieira, E.M.; Sarmento, H.; Rocha, O.; Seleghim, M.H.R., 2017. Effects of diuron and carbofuran and their mixtures on the microalgae Raphidocelis subcapitata. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142: 312-321. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.04.024

Marimuthu, P.; Lee, Y.J.; Kim, B.; Seo, S.S., 2019. In silico approaches to evaluate the molecular properties of organophosphate compounds to inhibit acetylcholinesterase activity in housefly. *Journal of Biomolecular Structure & Dynamics*, 37 (2): 307-320. http://dx.doi.org/10.1080/07391102.2018.1426046

Marques, C.R.; Goncalves, A.M.M.; Pereira, R.; Goncalves, F., 2012. Ecotoxicological Effects of MIKADO (R) and VIPER (R) on Algae and Daphnids. *Environmental Toxicology*, 27 (12): 685-699. http://dx.doi.org/10.1002/tox.20687

Martin, H.L.; Svendsen, C.; Lister, L.J.; Gomez-Eyles, J.L.; Spurgeon, D.J., 2009. Measurement and modeling of the toxicity of binary mixtures in the nematode caenorhabditis elegans-a test of independent action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (1): 97-104. http://dx.doi.org/10.1897/07-215.1

Maund, S.J.; Travis, K.Z.; Hendley, P.; Giddings, J.M.; Solomon, K.R., 2001. Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: V. Combining landscape-level exposures and ecotoxicological effects data to characterize risks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (3): 687-692. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200330

Mavroudis, P.D.; Hermes, H.E.; Teutonico, D.; Preuss, T.G.; Schneckener, S., 2018. Development and validation of a physiology based model for the prediction of pharmacokinetics/toxicokinetics in rabbits. *Plos One*, 13 (3): 17. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0194294

Mayer, M.; Duan, X.D.; Sunde, P.; Topping, C.J., 2020. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Science of the Total Environment*, 715. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136977

Mazzatorta, P.; Benfenati, E.; Lorenzini, P.; Vighi, M., 2004. QSAR in ecotoxicity: An overview of modern classification techniques. *Journal of Chemical Information and Computer Sciences*, 44 (1): 105-112. http://dx.doi.org/10.1021/ci034193w

Mazzatorta, P.; Cronin, M.T.D.; Benfenati, E., 2006. A QSAR study of avian oral toxicity using support vector machines and genetic algorithms. *Qsar & Combinatorial Science*, 25 (7): 616-628. http://dx.doi.org/10.1002/qsar.200530189

McEntyre, J.; Ostell, J., 2002. *The NCBI handbook*. Bethesda (MD): National Center for Biotechnology Information (US).

Mebane, C.A.; Sumpter, J.P.; Fairbrother, A.; Augspurger, T.P.; Canfield, T.J.; Goodfellow, W.L.; Guiney, P.D.; LeHuray, A.; Maltby, L.; Mayfield, D.B.; McLaughlin, M.J.; Ortego, L.S.; Schlekat, T.; Scroggins, R.P.; Verslycke, T.A., 2019. Scientific integrity issues in Environmental Toxicology and Chemistry: Improving research reproducibility, credibility, and transparency. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (3): 320-344. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4119

Mensah, P.K.; Palmer, C.G.; Muller, W.J., 2013. Derivation of South African water quality guidelines for Roundup (R) using species sensitivity distribution. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 96: 24-31. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.06.009

Mentzel, S.; Grung, M.; Tollefsen, K.E.; Stenrød, M.; Petersen, K.; Moe, S.J., 2021. Development of a Bayesian network for probabilistic risk assessment of pesticides. *bioRxiv*: 2021.05.20.444913. http://dx.doi.org/10.1101/2021.05.20.444913

Miller, T.H.; Gallidabino, M.D.; MacRae, J.I.; Owen, S.F.; Bury, N.R.; Barron, L.P., 2019. Prediction of bioconcentration factors in fish and invertebrates using machine learning. *Science of the Total Environment*, 648: 80-89. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.122

Millot, F.; Berny, P.; Decors, A.; Bro, E., 2015. Little field evidence of direct acute and short-term effects of current pesticides on the grey partridge. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 117: 41-61. https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.03.017

Mintram, K.S.; Brown, A.R.; Maynard, S.K.; Liu, C.; Parker, S.J.; Tyler, C.R.; Thorbek, P., 2018. Assessing population impacts of toxicant-induced disruption of breeding behaviours using an individual-based model for the three-spined stickleback. *Ecological Modelling*, 387: 107-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2018.09.003

Mit, C.; Tebby, C.; Gueganno, T.; Bado-Nilles, A.; Beaudouin, R., 2021. Modeling acetylcholine esterase inhibition resulting from exposure to a mixture of atrazine and chlorpyrifos using a physiologically-based kinetic model in fish. *Science of the Total Environment*, 773: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144734

Mohring, N.; Ingold, K.; Kudsk, P.; Martin-Laurent, F.; Niggli, U.; Siegrist, M.; Studer, B.; Walter, A.; Finger, R., 2020. Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9): 535-540. http://dx.doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

Mombelli, E.; Pandard, P., 2021. Evaluation of the OECD QSAR toolbox automatic workflow for the prediction of the acute toxicity of organic chemicals to fathead minnow. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 122: 6. http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.104893

Mombelli, E.; Pery, A.R.R., 2011. A Linear Model to Predict Chronic Effects of Chemicals on Daphnia magna. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 87 (5): 494-498. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-011-0393-x

Mombelli, E.; Ringeissen, S., 2009. The computational prediction of toxicological effects in regulatory contexts Current use and future potential of (Q)SAR tools. *Actualite Chimique*, (335): 52-59.

Monti, G.S.; Migliorati, S.; Hron, K.; Hruzova, K.; Fiserova, E., 2015. Log-ratio approach in curve fitting for concentration-response experiments. *Environmental and Ecological Statistics*, 22 (2): 275-295. http://dx.doi.org/10.1007/s10651-014-0298-z

Moore, D.R.J.; Priest, C.D.; Olson, A.D.; Teed, R.S., 2018. A Probabilistic Risk Assessment for the Kirtland's Warbler Potentially Exposed to Chlorpyrifos and Malathion During the Breeding Season and Migration. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (2): 252-269. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.2004

More, S.J.; Auteri, D.; Rortais, A.; Pagani, S., 2021. EFSA is working to protect bees and shape the future of environmental risk assessment. *EFSA Journal*, 19 (1): 5. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.e190101

More, S.J.; Hardy, A.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bennekou, S.H.; Bragard, C.; Boesten, J.; Halldorsson, T.I.; Hernandez-Jerez, A.F.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; Koutsoumanis, K.P.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Nielsen, S.S.; Schrenk, D.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Benfenati, E.; Castle, L.; Cedergreen, N.; Laskowski, R.; Leblanc, J.C.; Kortenkamp, A.; Ragas, A.; Posthuma, L.; Svendsen, C.; Testai, E.; Dujardin, B.; Kass, G.E.N.; Manini, P.; Jeddi, M.Z.; Dorne, J.; Hogstrand, C.; Comm, E.S., 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal*, 17 (3): 77. http://dx.doiorg/10.2903/j.efsa.2019.5634

Morgado, R.G.; Gomes, P.A.D.; Ferreira, N.G.C.; Cardoso, D.N.; Santos, M.J.G.; Soares, A.; Loureiro, S., 2016. Toxicity interaction between chlorpyrifos, mancozeb and soil moisture to the terrestrial isopod Porcellionides pruinosus. *Chemosphere*, 144: 1845-1853. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.034

Nagai, T.; Taya, K., 2015. Estimation of herbicide species sensitivity distribution using single-species algal toxicity data and information on the mode of action. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (3): 677-684. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2828

Nature Index, 2020. The ten leading countries in natural-sciences research. *Nature*, 580: S44. https://www.nature.com/articles/d41586-020-01231-w

Nendza, M.; Herbst, T., 2011. Screening for low aquatic bioaccumulation (2): physico-chemical constraints. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 22 (3-4): 351-364. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2011.569896

Nfon, E.; Armitage, J.M.; Cousins, I.T., 2011. Development of a dynamic model for estimating the food web transfer of chemicals in small aquatic ecosystems. *Science of the Total Environment*, 409 (24): 5416-5422. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.070

Nian, X.G.; He, Y.R.; Lu, L.H.; Zhao, R., 2015. Evaluation of the time-concentration-mortality responses of Plutella xylostella larvae to the interaction of Isaria fumosorosea with the insecticides beta-cypermethrin and Bacillus thuringiensis. *Pest Management Science*, 71 (2): 216-224. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3784

Nogeire, T.M.; Lawler, J.J.; Schumaker, N.H.; Cypher, B.L.; Phillips, S.E., 2015. Land Use as a Driver of Patterns of Rodenticide Exposure in Modeled Kit Fox Populations. *Plos One*, 10 (8): 15. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0133351

Nogeire-McRae, T.; Lawler, J.J.; Schumaker, N.H.; Cypher, B.L.; Phillips, S.E., 2019. Land use change and rodenticide exposure trump climate change as the biggest stressors to San Joaquin kit fox. *Plos One*, 14 (6): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0214297

Nowierski, R.M.; Zeng, Z.; Jaronski, S.; Delgado, F.; Swearingen, W., 1996. Analysis and modeling of time-dose-mortality of Melanoplus sanguinipes, Locusta migratoria migratorioides, and Schistocerca gregaria (Orthoptera: Acrididae) from Beauveria, Metarhizium, and Paecilomyces isolates from Madagascar. *Journal of Invertebrate Pathology*, 67 (3): 236-252. http://dx.doi.org/10.1006/jipa.1996.0039

Nyman, A.M.; Hintermeister, A.; Schirmer, K.; Ashauer, R., 2013. The Insecticide Imidacloprid Causes Mortality of the Freshwater Amphipod Gammarus pulex by Interfering with Feeding Behavior. *Plos One*, 8 (5): 13. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062472

Nyman, A.M.; Schirmer, K.; Ashauer, R., 2012. Toxicokinetic-toxicodynamic modelling of survival of Gammarus pulex in multiple pulse exposures to propiconazole: model assumptions, calibration data requirements and predictive power. *Ecotoxicology*, 21 (7): 1828-1840. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0917-0

OCDE, 2014. *Guidance Document on the Validation of (Quantitative) Structure-Activity Relationship [(Q)SAR] Models*. https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264085442-en

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Smith, R.H.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Cedergreen, N.; Charles, S.; Focks, A.; Reed, M.; Arena, M.; Ippolito, A.; Byers, H.; Teodorovic, I.; EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2018. Scientific Opinion on the state of the art of Toxicokinetic/Toxicodynamic (TKTD) effect models for regulatory risk assessment of pesticides for aquatic organisms. *EFSA Journal*, 16 (8): 188. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5377

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2018. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16 (2): 301, e05125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Craig, P.; de Jong, F.; Manachini, B.; Sousa, P.; Swarowsky, K.; Auteri, D.; Arena, M.; Rob, S.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2017. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for in-soil organisms. *EFSA Journal*, 15 (2): 225 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.4690

OECD, 2012. *Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure*. Paris: OECD (*OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3 "Environmental fate and behavior"*), 72 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264185296-en

OECD, 2016. *Test No. 243: Lymnaea stagnalis Reproduction Test*. Paris: OECD (*OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 "Effects on Biotic Systems"*), 31 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264264335-en

Olmstead, A.W.; LeBlanc, G.A., 2003. Insecticidal juvenile hormone analogs stimulate the production of male offspring in the crustacean Daphnia magna. *Environmental Health Perspectives*, 111 (7): 919-924. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.5982

Onstad, D.W.; Meinke, L.J., 2010. Modeling Evolution of Diabrotica virgifera virgifera (Coleoptera: Chrysomelidae) to Transgenic Corn With Two Insecticidal Traits. *Journal of Economic Entomology*, 103 (3): 849-860. http://dx.doi.org/10.1603/ec09199

Pandey, S.K.; Ojha, P.K.; Roy, K., 2020. Exploring QSAR models for assessment of acute fish toxicity of environmental transformation products of pesticides (ETPPs). *Chemosphere*, 252: 25. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126508

Park, R.A.; Clough, J.S.; Wellman, M.C., 2008. AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 213 (1): 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.01.015

Pavan, M.; Netzeva, T.I.; Worth, A.P., 2008. Review of literature-based quantitative structure-activity relationship models for bioconcentration. *Qsar & Combinatorial Science*, 27 (1): 21-31. http://dx.doi.org/10.1002/qsar.200710102

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Perez, J.; Domingues, I.; Soares, A.; Loureiro, S., 2011. Growth rate of Pseudokirchneriella subcapitata exposed to herbicides found in surface waters in the Alqueva reservoir (Portugal): a bottom-up approach using binary mixtures. *Ecotoxicology*, 20 (6): 1167-1175. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0661-x

Pery, A.R.R.; Devillers, J.; Brochot, C.; Mombelli, E.; Palluel, O.; Piccini, B.; Brion, F.; Beaudouin, R., 2014. A Physiologically Based Toxicokinetic Model for the Zebrafish Danio rerio. *Environmental Science & Technology*, 48 (1): 781-790. http://dx.doi.org/10.1021/es404301q

Pestana, J.L.T.; Loureiro, S.; Baird, D.J.; Soares, A.M.M., 2010. Pesticide exposure and inducible antipredator responses in the zooplankton grazer, Daphnia magna Straus. *Chemosphere*, 78 (3): 241-248. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.10.066

Phyu, Y.L.; Palmer, C.G.; Warne, M.S.; Hose, G.C.; Chapman, J.C.; Lim, R.P., 2011. A comparison of mixture toxicity assessment: Examining the chronic toxicity of atrazine, permethrin and chlorothalonil in mixtures to Ceriodaphnia cf. dubia. *Chemosphere*, 85 (10): 1568-1573. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.07.061

Pieters, B.J.; Jager, T.; Kraak, M.H.S.; Admiraal, W., 2006. Modeling responses of Daphnia magna to pesticide pulse exposure under varying food conditions: intrinsic versus apparent sensitivity. *Ecotoxicology*, 15 (7): 601-608. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-006-0100-6

Pisani, J.M.; Grant, W.E.; Mora, M.A., 2008. Simulating the impact of cholinesterase-inhibiting pesticides on non-target wildlife in irrigated crops. *Ecological Modelling*, 210 (1-2): 179-192. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2007.07.017

Posthuma, L.; De Zwart, D., 2006. Predicted effects of toxicant mixtures are confirmed by changes in fish species assemblages in Ohio, USA, Rivers. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (4): 1094-1105. http://dx.doi.org/10.1897/05-305r.1

Posthuma, L.; Suter, G.W.; Traas, T.P., 2001. *Species Sensitivity Distributions in Ecotoxicology*. CRC Press, 616 p.

Posthuma, L.; van Gils, J.; Zijp, M.C.; van de Meent, D.; de Zwart, D., 2019. Species sensitivity distributions for use in environmental protection, assessment, and management of aquatic ecosystems for 12 386 chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (4): 905-917. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4373

Preisler, H.K.; Robertson, J.L., 1989. Analysis of Time-Dose-Mortality Data. *Journal of Economic Entomology*, 82 (6): 1534-1542. http://dx.doi.org/10.1093/jee/82.6.1534

Preuss, T.G.; Hammers-Wirtz, M.; Ratte, H.T., 2010. The potential of individual based population models to extrapolate effects measured at standardized test conditions to relevant environmental conditions-an example for 3,4-dichloroaniline on Daphnia magna. *Journal of Environmental Monitoring*, 12 (11): 2070-2079. http://dx.doi.org/10.1039/c0em00096e

Preuss, T.G.; Hommen, U.; Alix, A.; Ashauer, R.; van den Brink, P.; Chapman, P.; Ducrot, V.; Forbes, V.; Grimm, V.; Schafer, D.; Streissl, F.; Thorbek, P., 2009. Mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals (MEMoRisk)-a new SETAC-Europe Advisory Group. *Environmental Science and Pollution Research*, 16 (3): 250-252. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0124-6

Qiu, X.; Tanoue, W.; Kawaguchi, A.; Yanagawa, T.; Seki, M.; Shimasaki, Y.; Honjo, T.; Oshima, Y., 2017. Interaction patterns and toxicities of binary and ternary pesticide mixtures to Daphnia magna estimated by an accelerated failure time model. *Science of the Total Environment*, 607: 367-374. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.034

Qu, C.S.; Chen, W.; Bi, J.; Huang, L.; Li, F.Y., 2011. Ecological risk assessment of pesticide residues in Taihu Lake wetland, China. *Ecological Modelling*, 222 (2): 287-292. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.07.014

R Core Team, 2021. R: A Language and Environment For Statistical Computing. Vienna, Austria R Foundation For Statistical Computing. R: A language and environment for statistical computing

Raby, M.; Maloney, E.; Poirier, D.G.; Sibley, P.K., 2019. Acute Effects of Binary Mixtures of Imidacloprid and Tebuconazole on 4 Freshwater Invertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (5): 1093-1103. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4386

Raimondo, S.; Barron, M.G., 2020. Application of Interspecies Correlation Estimation (ICE) models and QSAR in estimating species sensitivity to pesticides. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 31 (1): 1-18. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2019.1686716

Raimondo, S.; McKenney, C.L., 2005. Projected population-level effects of thiobencarb exposure on the mysid, Americamysis bahia, and extinction probability in a concentration-decay exposure system. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (3): 564-572. http://dx.doi.org/10.1897/04-187r.1

Raimondo, S.; Schmolke, A.; Pollesch, N.; Accolla, C.; Galic, N.; Moore, A.; Vaugeois, M.; Rueda-Cediel, P.; Kanarek, A.; Awkerman, J.; Forbes, V., 2021. Pop-GUIDE: Population Modeling Guidance, Use, Interpretation, and Development for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*: 18. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4377

Ramo, R.A.; van den Brink, P.J.; Ruepert, C.; Castillo, L.E.; Gunnarsson, J.S., 2018. Environmental risk assessment of pesticides in the River Madre de Dios, Costa Rica using PERPEST, SSD, and msPAF models. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13254-13269. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7375-9

Ratier, A.; Lopes, C.; Multari, G.; Mazerolles, V.; Carpentier, P.; Charles, S., 2022. New perspectives on the calculation of bioaccumulation metrics for active substances in living organisms. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18 (1): 10-18. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4439

Reed, M.; Alvarez, T.; Chelinho, S.; Forbes, V.; Johnston, A.; Meli, M.; Voss, F.; Pastorok, R., 2016. A Risk Assessment Example for Soil Invertebrates Using Spatially Explicit Agent-Based Models. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 58-66. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1713

Reeg, J.; Heine, S.; Mihan, C.; McGee, S.; Preuss, T.G.; Jeltsch, F., 2018. Simulation of herbicide impacts on a plant community: comparing model predictions of the plant community model IBC-grass to empirical data. *Environmental Sciences Europe*, 30: 16. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0174-9

Reeg, J.; Heine, S.; Mihan, C.; Preuss, T.G.; McGee, S.; Jeltsch, F., 2018. Potential impact of effects on reproductive attributes induced by herbicides on a plant community. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (6): 1707-1722. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4122

Reeg, J.; Schad, T.; Preuss, T.G.; Solga, A.; Korner, K.; Mihan, C.; Jeltsch, F., 2017. Modelling direct and indirect effects of herbicides on non-target grassland communities. *Ecological Modelling*, 348: 44-55. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.01.010

Ren, J.; Wang, X.P.; Wang, C.F.; Gong, P.; Wang, X.R.; Yao, T.D., 2017. Biomagnification of persistent organic pollutants along a high-altitude aquatic food chain in the Tibetan Plateau: Processes and mechanisms. *Environmental Pollution*, 220: 636-643. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.10.019

Ren, Z.M.; Liu, L.; Fu, R.S.; Miao, M.S., 2013. The Stepwise Behavioral Responses: Behavioral Adjustment of the Chinese Rare Minnow (Gobiocypris rarus) in the Exposure of Carbamate Pesticides. *Biomed Research International*, 2013: 9. http://dx.doi.org/10.1155/2013/697279

Richardson, L.; Bang, J.S.; Budreski, K.; Dunne, J.; Winchell, M.; Brain, R.A.; Feken, M., 2019. A Probabilistic Co-Occurrence Approach for Estimating Likelihood of Spatial Overlap Between Listed Species Distribution and Pesticide Use Patterns. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (6): 936-947. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4191

Rico, A.; Arenas-Sanchez, A.; Pasqualini, J.; Garcia-Astillero, A.; Cherta, L.; Nozal, L.; Vighi, M., 2018. Effects of imidacloprid and a neonicotinoid mixture on aquatic invertebrate communities under Mediterranean conditions. *Aquatic Toxicology*, 204: 130-143. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2018.09.004

Rico, A.; Van den Brink, P.J.; Gylstra, R.; Focks, A.; Brock, T.C.M., 2016. Developing ecological scenarios for the prospective aquatic risk assessment of pesticides. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (3): 510-521. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1718

Rico, A.; Waichman, A.V.; Geber-Correa, R.; van den Brink, P.J., 2011. Effects of malathion and carbendazim on Amazonian freshwater organisms: comparison of tropical and temperate species sensitivity distributions. *Ecotoxicology*, 20 (4): 625-634. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0601-9

Ritz, C.; Streibig, J.C.; Kniss, A., 2021. How to use statistics to claim antagonism and synergism from binary mixture experiments. *Pest Management Science*, 77 (9): 3890-3899. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6348

Robin, D.C.; Marchand, P.A., 2019. Evolution of the biocontrol active substances in the framework of the European Pesticide Regulation (EC) No. 1107/2009. *Pest Management Science*, 75 (4): 950-958. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5199

Robinson, A.; Hesketh, H.; Lahive, E.; Horton, A.A.; Svendsen, C.; Rortais, A.; Dorne, J.L.; Baas, J.; Heard, M.S.; Spurgeon, D.J., 2017. Comparing bee species responses to chemical mixtures: Common response patterns? *Plos One*, 12 (6): 21. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0176289

Rocha, O.; Neto, A.J.G.; Lima, J.C.D.; Freitas, E.C.; Miguel, M.; Mansano, A.D.; Moreira, R.A.; Daam, M.A., 2018. Sensitivities of three tropical indigenous freshwater invertebrates to single and mixture exposures of diuron and carbofuran and their commercial formulations. *Ecotoxicology*, 27 (7): 834-844. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1921-9

Roeben, V.; Oberdoerster, S.; Rakel, K.J.; Liesy, D.; Capowiez, Y.; Ernst, G.; Preuss, T.G.; Gergs, A.; Oberdoerster, C., 2020. Towards a spatiotemporally explicit toxicokinetic-toxicodynamic model for earthworm toxicity. *Science of the Total Environment*, 722: 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137673

Rosch, A.; Gottard, M.; Vignet, C.; Cedergreen, N.; Hollender, J., 2017. Mechanistic Understanding of the Synergistic Potential of Azole Fungicides in the Aquatic Invertebrate Gammarus pulex. *Environmental Science & Technology*, 51 (21): 12784-12795. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b03088

Royle, J.A., 2004. N-mixture models for estimating population size from spatially replicated counts. *Biometrics*, 60 (1): 108-115. http://dx.doi.org/10.1111/j.0006-341X.2004.00142.x

Rubach, M.N.; Ashauer, R.; Maund, S.J.; Baird, D.J.; Van den Brink, P.J., 2010. Toxicokinetic variation in 15 freshwater arthropod species exposed to the insecticide chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (10): 2225-2234. http://dx.doi.org/10.1002/etc.273

Rubach, M.N.; Baird, D.J.; Boerwinkel, M.C.; Maund, S.J.; Roessink, I.; Van den Brink, P.J., 2012. Species traits as predictors for intrinsic sensitivity of aquatic invertebrates to the insecticide chlorpyrifos. *Ecotoxicology*, 21 (7): 2088-2101. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0962-8

Rueda-Cediel, P.; Brain, R.; Galic, N.; Forbes, V., 2019. Comparative Analysis of Plant Demographic Traits Across Species of Different Conservation Concern: Implications for Pesticide Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (9): 2043-2052. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4472

Russel, W.M.S.; Burch, R.L., 1959. *The principles of Humane Experimental Technique.* London: Methuen and Co LTD, 252 p.

Russom, C.L.; Bradbury, S.P.; Broderius, S.J.; Hammermeister, D.E.; Drummond, R.A., 1997. Predicting modes of toxic action from chemical structure: Acute toxicity in the fathead minnow (Pimephales promelas). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 16 (5): 948-967. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620160514

Sanches, A.L.M.; Daam, M.A.; Freitas, E.C.; Godoy, A.A.; Meireles, G.; Almeida, A.R.; Domingues, I.; Espindola, E.L.G., 2018. Lethal and sublethal toxicity of abamectin and difenoconazole (individually and in mixture) to early life stages of zebrafish. *Chemosphere*, 210: 531-538. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.027

Sanchez-Bayo, F.; Baskaran, S.; Kennedy, I.R., 2002. Ecological relative risk (EcoRR): another approach for risk assessment of pesticides in agriculture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 91 (1-3): 37-57. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00258-4

Satyanarayan, S.; Ramakant, 2004. Bioaccumulation kinetics and bioconcentration factor of chlorinated pesticides in tissues of Puntius ticto (Ham.). *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 39 (2): 321-332. http://dx.doi.org/10.1081/pfc-120030245

Schafer, R.B.; Kuhn, B.; Hauer, L.; Kattwinkel, M., 2017. Assessing recovery of stream insects from pesticides using a two-patch metapopulation model. *Science of the Total Environment*, 609: 788-798. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.222

Schafer, R.B.; Liess, M.; Altenburger, R.; Filser, J.; Hollert, H.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scheringer, M., 2019. Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. *Environmental Sciences Europe*, 31: 5. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0203-3

Schafer, R.B.; von der Ohe, P.C.; Rasmussen, J.; Kefford, B.J.; Beketov, M.A.; Schulz, R.; Liess, M., 2012. Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 46 (9): 5134-5142. http://dx.doi.org/10.1021/es2039882

Schell, T.; Goedkoop, W.; Zubrod, J.P.; Feckler, A.; Luderwald, S.; Schulz, R.; Bundschuh, M., 2018. Assessing the effects of field-relevant pesticide mixtures for their compliance with the concentration addition model - An experimental approach with Daphnia magna. *Science of the Total Environment*, 644: 342-349. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.06.334

Schipper, A.M.; Posthuma, L.; de Zwart, D.; Huijbregts, M.A.J., 2014. Deriving Field-Based Species Sensitivity Distributions (f-SSDs) from Stacked Species Distribution Models (S-SDMs). *Environmental Science & Technology*, 48 (24): 14464-14471. http://dx.doi.org/10.1021/es503223k

Schmidt, A.M.; Sengupta, N.; Saski, C.A.; Noorai, R.E.; Baldwin, W.S., 2017. RNA sequencing indicates that atrazine induces multiple detoxification genes in Daphnia magna and this is a potential source of its mixture interactions with other chemicals. *Chemosphere*, 189: 699-708. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.107

Schmitt, W.; Auteri, D.; Bastiansen, F.; Ebeling, M.; Liu, C.; Luttik, R.; Mastitsky, S.; Nacci, D.; Topping, C.; Wang, M., 2016. An Example of Population-Level Risk Assessments for Small Mammals Using Individual-Based Population Models. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 46-57. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1640

Schmitt, W.; Bruns, E.; Dollinger, M.; Sowig, P., 2013. Mechanistic TK/TD-model simulating the effect of growth inhibitors on Lemna populations. *Ecological Modelling*, 255: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.01.017

Schmolke, A.; Abi-Akar, F.; Hinarejos, S., 2019. Honey bee colony-level exposure and effects in realistic landscapes: An application of BEEHAVE simulating clothianidin residues in corn pollen. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (2): 423-435. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4314

Schmolke, A.; Bartell, S.M.; Roy, C.; Desmarteau, D.; Moore, A.; Cox, M.J.; Maples-Reynolds, N.L.; Galic, N.; Brain, R., 2021. Applying a Hybrid Modeling Approach to Evaluate Potential Pesticide Effects and Mitigation Effectiveness for an Endangered Fish in Simulated Oxbow Habitats. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (9): 2615-2628. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5144

Schmolke, A.; Brain, R.; Thorbek, P.; Perkins, D.; Forbes, V., 2017. Population modeling for pesticide risk assessment of threatened speciesA case study of a terrestrial plant, Boltonia decurrens. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (2): 480-491. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3576

Schmolke, A.; Brain, R.; Thorbek, P.; Perkins, D.; Forbes, V., 2018. Assessing and mitigating simulated population-level effects of 3 herbicides to a threatened plant: Application of a species-specific population model of Boltonia decurrens. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (6): 1545-1555. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4093

Schmolke, A.; Kapo, K.E.; Rueda-Cediel, P.; Thorbek, P.; Brain, R.; Forbes, V., 2017. Developing population models: A systematic approach for pesticide risk assessment using herbaceous plants as an example. *Science of the Total Environment*, 599: 1929-1938. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.116

Schmolke, A.; Roy, C.; Brain, R.; Forbes, V., 2018. Adapting population models for application in pesticide risk assessment: A case study with Mead's milkweed. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (8): 2235-2245. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4172

Schneckener, S.; Preuss, T.G.; Kuepfer, L.; Witt, J., 2020. A workflow to build PBTK models for novel species. *Archives of Toxicology*, 94 (11): 3847-3860. http://dx.doi.org/10.1007/s00204-020-02922-z

Scholz-Starke, B.; Bo, L.; Holbach, A.; Norra, S.; Floehr, T.; Hollert, H.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Ottermanns, R., 2018. Simulation-based assessment of the impact of fertiliser and herbicide application on freshwater ecosystems at the Three Gorges Reservoir in China. *Science of the Total Environment*, 639: 286-303. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.057

Schuler, L.J.; Rand, G.M., 2008. Aquatic risk assessment of herbicides in freshwater ecosystems of south Florida. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 54 (4): 571-583. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-007-9085-2

Shahid, N.; Liess, M.; Knillmann, S., 2019. Environmental Stress Increases Synergistic Effects of Pesticide Mixtures on Daphnia magna. *Environmental Science & Technology*, 53 (21): 12586-12593. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.9b04293

Silva, E.; Daam, M.A.; Cerejeira, M.J., 2015. Predicting the aquatic risk of realistic pesticide mixtures to species assemblages in Portuguese river basins. *Journal of Environmental Sciences*, 31: 12-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.006

Slater, R.; Stratonovitch, P.; Elias, J.; Semenov, M.A.; Denholm, I., 2017. Use of an individual-based simulation model to explore and evaluate potential insecticide resistance management strategies. *Pest Management Science*, 73 (7): 1364-1372. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4456

Solomon, K.R.; Brock, T.C.; Zwart, D.; Dyer, S.D.; Posthuma, L.; Richards, S.M.; Sanderson, H.; Sibley, P.K.; Van den Brink, P.J., 2008. Extrapolation in the context of criteria setting and risk assessment. *Extrapolation Practice for ecotoxicological effect characterization of chemicals*. Boca Raton: CRC Press, Chapter 1, 1-32.

Solomon, K.R.; Giddings, J.M.; Maund, S.J., 2001. Probabilistic risk assessment of cotton pyrethroids: I. Distributional analyses of laboratory aquatic toxicity data. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (3): 652-659. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200326

Sorensen, H.; Cedergreen, N.; Skovgaard, I.M.; Streibig, J.C., 2007. An isobole-based statistical model and test for synergism/antagonism in binary mixture toxicity experiments. *Environmental and Ecological Statistics*, 14 (4): 383-397. http://dx.doi.org/10.1007/s10651-007-0022-3

Sorensen, P.B.; Kjaer, C.; Wiberg-Larsen, P.; Bruus, M.; Strandberg, B.; Rasmussen, J.J.; Damgaard, C.F.; Larsen, S.E.; Strandberg, M., 2020. Pesticide risk indicator for terrestrial adult stages of aquatic insects. *Ecological Indicators*, 118: 6. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106718

Sorgog, K.; Kamo, M., 2019. Quantifying the precision of ecological risk: Conventional assessment factor method vs. species sensitivity distribution method. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 183: 6. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109494

Stark, J.D., 2012. Demography and Modeling To Improve Pesticide Risk Assessment of Endangered Species. In: Racke, K.D.; McGaughey, B.D.; Cowles, J.L.; Hall, A.T.; Jackson, S.H.; Jenkins, J.J.; Johnston, J.J., eds. *Pesticide Regulation and the Endangered Species Act*. Washington: Amer Chemical Soc (ACS Symposium Series), 259-270.

Stark, J.D.; Banks, J.E., 2003. Population-level effects of pesticides and other toxicants on arthropods. *Annual Review of Entomology*, 48: 505-519. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.48.091801.112621

Stark, J.D.; Banks, J.E.; Acheampong, S., 2004. Estimating susceptibility of biological control agents to pesticides: influence of life history strategies and population structure. *Biological Control*, 29 (3): 392-398. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2003.07.003

Stark, J.D.; Vargas, R.I.; Banks, J.E., 2015. Incorporating variability in point estimates in risk assessment: Bridging the gap between LC50 and population endpoints. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34 (7): 1683-1688. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2978

Stehle, S.; Schulz, R., 2015. Pesticide authorization in the EU-environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (24): 19632-19647. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5148-5

Stephenson, G.R.; Ferris, I.G.; Holland, P.T.; Nordberg, M., 2006. Glossary of terms relating to pesticides - (IUPAC recommendations 2006). *Pure and Applied Chemistry*, 78 (11): 2075-2154. http://dx.doi.org/10.1351/pac200678112075

Strassemeyer, J.; Golla, B., 2018. Environmental Risk Assessment of Surveyed Pesticide Applications from Reference Farms Using SYNOPS. *Gesunde Pflanzen*, 70 (3): 155-166. http://dx.doi.org/10.1007/s10343-018-0426-z

Strauss, T.; Gabsi, F.; Hammer-Wirtz, M.; Thorbek, P.; Preuss, T.G., 2017. The power of hybrid modelling: An example from aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 364: 77-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.09.019

Streibig, J.; Jensen, J.; Cobb, A.; Kirkwood, R., 2000. Actions of herbicides in mixtures. *Herbicides and Their Mechanisms Of Action*. 153–180.

Streissl, F.; Egsmose, M.; Tarazona, J.V., 2018. Linking pesticide marketing authorisations with environmental impact assessments through realistic landscape risk assessment paradigms. *Ecotoxicology*, 27 (7): 980-991. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1962-0

Svendsen, C.; Siang, P.; Lister, L.J.; Rice, A.; Spurgeon, D.J., 2010. Similarity, independence, or interaction for binary mixture effects of nerve toxicants for the nematode caenorhabditis elegans. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (5): 1182-1191. http://dx.doi.org/10.1002/etc.140

Sybertz, A.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scholz-Starke, B.; Daniels, B.; Ottermanns, R., 2020. MITAS: A model for assessing the time-dependent risk of sequential applications of pesticides for soil organisms by consideration of exposure, degradation and mixture toxicity. *Methodsx*, 7: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2019.12.004

Szabo, J.K.; Davy, P.J.; Hooper, M.J.; Astheimer, L.B., 2009. Predicting avian distributions to evaluate spatiotemporal overlap with locust control operations in eastern Australia. *Ecological Applications*, 19 (8): 2026-2037. http://dx.doi.org/10.1890/08-0264.1

Tagun, R.; Boxall, A.B.A., 2018. The Response of Lemna minor to Mixtures of Pesticides That Are Commonly Used in Thailand. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 100 (4): 516-523. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-018-2291-y

Tan, Y.M.; Barton, H.A.; Boobis, A.; Brunner, R.; Clewell, H.; Cope, R.; Dawson, J.; Domoradzki, J.; Egeghy, P.; Gulati, P.; Ingle, B.; Kleinstreuer, N.; Lowe, K.; Lowit, A.; Mendez, E.; Miller, D.; Minucci, J.; Nguyen, J.; Paini, A.; Perron, M.; Phillips, K.; Qian, H.;

Ramanarayanan, T.; Sewell, F.; Villanueva, P.; Wambaugh, J.; Embry, M., 2021. Opportunities and challenges related to saturation of toxicokinetic processes: Implications for risk assessment. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 127: 16. http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2021.105070

Tang, S.Y.; Liang, J.H.; Xiang, C.C.; Xiao, Y.N.; Wang, X.; Wu, J.H.; Li, G.P.; Cheke, R.A., 2019. A general model of hormesis in biological systems and its application to pest management. *Journal of the Royal Society Interface*, 16 (157): 11. http://dx.doi.org/10.1098/rsif.2019.0468

Tao, M.T.; Bian, Z.Q.; Zhang, J.; Wang, T.; Shen, H.Y., 2020. Quantitative evaluation and the toxicity mechanism of synergism within three organophosphorus pesticide mixtures toChlorella pyrenoidosa. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 22 (10): 2095-2103. http://dx.doi.org/10.1039/d0em00262c

Tarazona, D.; Tarazona, G.; Tarazona, J.V., 2021. A Simplified Population-Level Landscape Model Identifying Ecological Risk Drivers of Pesticide Applications, Part One: Case Study for Large Herbivorous Mammals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (15): 22. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18157720

Terry, C.; Rasoulpour, R.J.; Saghir, S.; Marty, S.; Gollapudi, B.B.; Billington, R., 2014. Application of a novel integrated toxicity testing strategy incorporating "3R" principles of animal research to evaluate the safety of a new agrochemical sulfoxaflor. *Critical Reviews in Toxicology*, 44: 1-14. http://dx.doi.org/10.3109/10408444.2014.910753

TGD, E., 2011. *Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 27. Prepared by EU, Member States and stakeholders*: Technical Report-2011-055 .
http://circa. europa. eu/Public/irc/env/wfd/library. http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library

Thompson, H.M.; Wilkins, S.; Battersby, A.H.; Waite, R.J.; Wilkinson, D., 2005. The effects of four insect growth-regulating (IGR) insecticides on honeybee (Apis mellifera l.) colony development, queen rearing and drone sperm production. *Ecotoxicology*, 14 (7): 757-769. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-005-0024-6

Thorbek, P.; Campbell, P.J.; Sweeney, P.J.; Thompson, H.M., 2017. Using BEEHAVE to explore pesticide protection goals for European honeybee (Apis melifera L.) worker losses at different forage qualities. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (1): 254-264. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3504

Thursby, G.; Sappington, K.; Etterson, M., 2018. Coupling toxicokinetic-toxicodynamic and population models for assessing aquatic ecological risks to time-varying pesticide exposures. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (10): 2633-2644. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4224

Tonnang, H.E.Z.; Herve, B.D.B.; Biber-Freudenberger, L.; Salifu, D.; Subramanian, S.; Ngowi, V.B.; Guimapi, R.Y.A.; Anani, B.; Kakmeni, F.M.M.; Affognong, H.; Niassy, S.; Landmann, T.; Ndjomatchoua, F.T.; Pedro, S.A.; Johansson, T.; Tanga, C.M.; Nana, P.; Fiaboe, K.M.; Mohamed, S.F.; Maniania, N.K.; Nedorezov, L.V.; Ekesi, S.; Borgemeister, C., 2017. Advances in crop insect modelling methods-Towards a whole system approach. *Ecological Modelling*, 354: 88-103. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.015

Topping, C.J.; Craig, P.S.; de Jong, F.; Klein, M.; Laskowski, R.; Manachini, B.; Pieper, S.; Smith, R.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Swarowsky, K.; Tiktak, A.; van der Linden, T., 2015. Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. *Science of the Total Environment*, 537: 159-169. http://dx/doi/org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.152

Topping, C.J.; Dalby, L.; Skov, F., 2016. Landscape structure and management alter the outcome of a pesticide ERA: Evaluating impacts of endocrine disruption using the ALMaSS European Brown Hare model. *Science of the Total Environment*, 541: 1477-1488. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.042

Topping, C.J.; Hansen, T.S.; Jensen, T.S.; Jepsen, J.U.; Nikolajsen, F.; Odderskaer, P., 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. *Ecological Modelling*, 167 (1-2): 65-82. http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(03)00173-x

Topping, C.J.; Odderskaer, P., 2004. Modeling the influence of temporal and spatial factors on the assessment of impacts of pesticides on skylarks. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (2): 509-520. http://dx.doi.org/10.1897/02-524a

Topping, C.J.; Sibly, R.M.; Akcakaya, H.R.; Smith, G.C.; Crocker, D.R., 2005. Risk assessment of UK skylark populations using life-history and individual-based landscape models. *Ecotoxicology*, 14 (8): 925-936. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-005-0027-3

Toumi, H.; Boumaiza, M.; Millet, M.; Radetski, C.M.; Camara, B.I.; Felten, V.; Masfaraud, J.F.; Ferard, J.F., 2018. Combined acute ecotoxicity of malathion and deltamethrin to Daphnia magna (Crustacea, Cladocera): comparison of different data analysis approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (18): 17781-17788. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-1909-2

Traas, T.P.; Janse, J.H.; Van den Brink, P.J.; Brock, T.C.M.; Aldenberg, T., 2004. A freshwater food web model for the combined effects of nutrients and insecticide stress and subsequent recovery. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (2): 521-529. http://dx.doi.org/10.1897/02-524

Tyne, W.; Little, S.; Spurgeon, D.J.; Svendsen, C., 2015. Hormesis depends upon the life-stage and duration of exposure: Examples for a pesticide and a nanomaterial. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 117-123. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.05.024

U.S. Environmental Protection Agency, 2000. *Stressor Identification Guidance Document.* Washington, DC, : U.S. Environmental Protection Agency, 228 p. http://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=20003F6L.txt

U.S. Environmental Protection Agency, 2018. Caddis SSd Genrator. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency.

Uhl, P.; Brühl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

Vaj, C.; Barmaz, S.; Sorensen, P.B.; Spurgeon, D.; Vighi, M., 2011. Assessing, mapping and validating site-specific ecotoxicological risk for pesticide mixtures: A case study for small scale hot spots in aquatic and terrestrial environments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 74 (8): 2156-2166. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.07.011

van Dam, R.A.; Camilleri, C.; Bayliss, P.; Markich, S.J., 2004. Ecological risk assessment of tebuthiuron following application on tropical Australian wetlands. *Human and Ecological Risk Assessment*, 10 (6): 1069-1097. http://dx.doi.org/10.1080/10807030490887140

Van den Brink, P.J.; Baveco, J.M.; Verboom, J.; Heimbach, F., 2007. An individual-based approach to model spatial population dynamics of invertebrates in aquatic ecosystems after pesticide contamination. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 26 (10): 2226-2236. http://dx.doi.org/10.1897/07-022r.1

van den Brink, P.J.; Blake, N.; Brock, T.C.M.; Maltby, L., 2006. Predictive value of species sensitivity distributions for effects of herbicides in freshwater ecosystems. *Human and Ecological Risk Assessment*, 12 (4): 645-674. http://dx.doi.org/10.1080/10807030500430559

Van den Brink, P.J.; Brown, C.D.; Dubus, I.G., 2006. Using the expert model PERPEST to translate measured and predicted pesticide exposure data into ecological risks. *Ecological Modelling*, 191 (1): 106-117. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.08.015

Van den Brink, P.J.; Buijert-de Gelder, D.M.; Brock, T.C.M.; Roessink, I.; Focks, A., 2019. Exposure pattern-specific species sensitivity distributions for the ecological risk assessments of insecticides. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180: 252-258. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.022

Van den Brink, P.J.; Roelsma, J.; Van Nes, E.H.; Scheffer, M.; Brock, T.C.M., 2002. PERPEST model, a case-based reasoning approach to predict ecological risks of pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (11): 2500-2506. http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<2500:pmacbr>2.0.co;2

Van Vlaardingen, P.; Traas, T.; Wintersen, A.; Aldenberg, T., 2004. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. *National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands*.

Vanstraalen, N.M.; Denneman, C.A.J., 1989. Ecotoxicological evaluation of soil quality criteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 18 (3): 241-251. http://dx.doi.org/10.1016/0147-6513(89)90018-3

Venko, K.; Drgan, V.; Novic, M., 2018. Classification models for identifying substances exhibiting acute contact toxicity in honeybees (Apis mellifera)($). *Sar and Qsar in Environmental Research*, 29 (9): 743-754. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2018.1513953

Verdonck, F.; Jaworska, J.; Thas, O.; Vanrolleghem, P.A., 2000. Uncertainty techniques in environmental risk assessment. *Mededelingen-Faculteit Landbouwkundige En Toegepaste Biologische Wetenschappen*, 65 (4): 247-252.

Verro, R.; Finizio, A.; Otto, S.; Vighi, M., 2009. Predicting Pesticide Environmental Risk in Intensive Agricultural Areas. II: Screening Level Risk Assessment of Complex Mixtures in Surface Waters. *Environmental Science & Technology*, 43 (2): 530-537. http://dx.doi.org/10.1021/es801858h

Viaene, K.P.J.; De Laender, F.; Van den Brink, P.J.; Janssen, C.R., 2013. Using additive modelling to quantify the effect of chemicals on phytoplankton diversity and biomass. *Science of the Total Environment*, 449: 71-80. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.01.046

Vignardi, C.P.; Muller, E.B.; Tran, K.; Couture, J.L.; Means, J.C.; Murray, J.L.S.; Ortiz, C.; Keller, A.A.; Sanchez, N.S.; Lenihan, H.S., 2020. Conventional and nano-copper pesticides are equally toxic to the estuarine amphipod Leptocheirus plumulosus. *Aquatic Toxicology*, 224: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105481

Villain, J.; Lozano, S.; Halm-Lemeille, M.P.; Durrieu, G.; Bureau, R., 2014. Quantile regression model for a diverse set of chemicals: application to acute toxicity for green algae. *Journal of Molecular Modeling*, 20 (12): 13. http://dx.doi.org/10.1007/s00894-014-2508-x

Villaverde, J.J.; Sevilla-Moran, B.; Lopez-Goti, C.; Alonso-Prados, J.L.; Sandin-Espana, P., 2020. QSAR/QSPR models based on quantum chemistry for risk assessment of pesticides according to current European legislation. *Sar and Qsar in Environmental Research*, 31 (1): 49-72. http://dx.doi.org/10.1080/1062936x.2019.1692368

Wang, G.M.; Edge, W.D.; Wolff, J.O., 2001. Demographic uncertainty in ecological risk assessments. *Ecological Modelling*, 136 (1): 95-102. http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(00)00378-1

Wang, M., 2013. From home range dynamics to population cycles: Validation and realism of a common vole population model for pesticide risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 294-307. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1377

Wang, M.; Grimm, V., 2010. Population models in pesticide risk assessment: lessons for assessing population-level effects, recovery, and alternative exposure scenarios from modeling a small mammal. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (6): 1292-1300. http://dx.doi.org/10.1002/etc.151

Weber, D.; Schaefer, D.; Dorgerloh, M.; Bruns, E.; Goerlitz, G.; Hammel, K.; Preuss, T.G.; Rattey, H.T., 2012. Combination of a higher-tier flow-through system and population modeling to assess the effects of time-variable exposure of isoproturon on the green algae Desmodesmus subspicatus and Pseudokirchneriella subcapitata. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (4): 899-908. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1765

Weber, D.; Weyman, G.; Fruhmann, T.; Gagniarre, M.; Minten, B.; Memmert, U., 2019. Time-Variable Exposure Experiments in Conjunction with Higher Tier Population and Effect Modeling to Assess the Risk of Chlorotoluron to Green Algae. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2520-2534. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4544

Weijs, L.; Yang, R.S.H.; Das, K.; Covaci, A.; Blust, R., 2013. Application of Bayesian Population Physiologically Based Pharmacokinetic (PBPK) Modeling and Markov Chain Monte Carlo Simulations to Pesticide Kinetics Studies in Protected Marine Mammals: DDT, DDE, and DDD in Harbor Porpoises. *Environmental Science & Technology*, 47 (9): 4365-4374. http://dx.doi.org/10.1021/es400386a

Wickham, H., 2016. *Ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag, 260 p.

Wilkinson, A.D.; Collier, C.J.; Flores, F.; Negri, A.P., 2015. Acute and additive toxicity of ten photosystem-II herbicides to seagrass. *Scientific Reports*, 5: 11. http://dx.doi.org/10.1038/srep17443

Wilkinson, M.D.; Dumontier, M.; Aalbersberg, I.J.; Appleton, G.; Axton, M.; Baak, A.; Blomberg, N.; Boiten, J.W.; Santos, L.B.D.; Bourne, P.E.; Bouwman, J.; Brookes, A.J.; Clark, T.; Crosas, M.; Dillo, I.; Dumon, O.; Edmunds, S.; Evelo, C.T.; Finkers, R.; Gonzalez-Beltran, A.; Gray, A.J.G.; Groth, P.; Goble, C.; Grethe, J.S.; Heringa, J.; Hoen, P.A.C.; Hooft, R.; Kuhn, T.; Kok, R.; Kok, J.; Lusher, S.J.; Martone, M.E.; Mons, A.; Packer, A.L.; Persson, B.; Rocca-Serra, P.; Roos, M.; van Schaik, R.; Sansone, S.A.; Schultes, E.; Sengstag, T.; Slater, T.; Strawn, G.; Swertz, M.A.; Thompson, M.; van der Lei, J.; van Mulligen, E.; Velterop, J.; Waagmeester, A.; Wittenburg, P.; Wolstencroft, K.; Zhao, J.; Mons, B., 2019. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship (vol 15, 160018, 2016). *Scientific Data*, 6: 2. http://dx.doi.org/10.1038/s41597-019-0009-6

Wu, X.; Zhu, L.Z., 2019. Prediction of organic contaminant uptake by plants: Modified partition-limited model based on a sequential ultrasonic extraction procedure. *Environmental Pollution*, 246: 124-130. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.066

Xiao, X.; Li, C.; Huang, H.M.; Lee, Y.P., 2019. Inhibition effect of natural flavonoids on red tide alga Phaeocystis globosa and its quantitative structure-activity relationship. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (23): 23763-23776. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-05482-7

Yang, G.L.; Chen, C.; Wang, Y.H.; Peng, Q.; Zhao, H.Y.; Guo, D.M.; Wang, Q.; Qian, Y.Z., 2017. Mixture toxicity of four commonly used pesticides at different effect levels to the epigeic earthworm, Eisenia fetida. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142: 29-39. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.037

Yang, L.; Wang, Y.H.; Chang, J.; Pan, Y.F.; Wei, R.J.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2020. QSAR modeling the toxicity of pesticides against Americamysis bahia. *Chemosphere*, 258: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127217

Yang, L.; Wang, Y.H.; Hao, W.Y.; Chang, J.; Pan, Y.F.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2020. Modeling pesticides toxicity to Sheepshead minnow using QSAR. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110352

Yu, S.Y.; Wages, M.; Willming, M.; Cobb, G.P.; Maul, J.D., 2015. Joint effects of pesticides and ultraviolet-B radiation on amphibian larvae. *Environmental Pollution*, 207: 248-255. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.09.029

Zimmer, E.I.; Preuss, T.G.; Norman, S.; Minten, B.; Ducrot, V., 2018. Modelling effects of time-variable exposure to the pyrethroid beta-cyfluthrin on rainbow trout early life stages. *Environmental Sciences Europe*, 30 (1): 36. https://doi.org/10.1186/s12302-018-0162-0

2. Méta-analyse des modèles écotoxicologiques utilisés pour l'évaluation des risques des PPP avant leur mise sur le marché

Auteurs : Floriane Larras (chargée de mission)**, Rémy Beaudouin** (coord.)**, Philippe Berny, Sandrine Charles, Arnaud Chaumot, Marie-France Corio-Costet, Isabelle Doussan** (coord.)**, Céline Pelosi, Sophie Leenhardt** (chef de projet), **Laure Mamy** (pilote scientifique)

Documentalistes : Morgane Le Gall, Sophie Le Perchec

NB : Ce travail est le fruit d'une collaboration entre les experts ayant contribué aux Chapitres 14 et 15.

2.1. Résumé étendu

Pour être approuvée à l'échelle de l'Union européenne, une substance ne doit notamment pas avoir d'effet inacceptable sur l'environnement (article 4 du Règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009). Dans le domaine réglementaire des PPP, le processus d'évaluation du risque écotoxicologique passe invariablement par une série de tests en laboratoire dont le niveau de complexité biologique augmente selon une approche par niveau (« *Tier* »). Si le risque se révèle inacceptable au premier niveau d'évaluation considérant des scénarios d'exposition « pire cas » (« *Tier 1* »), l'évaluation est affinée en considérant des scénarios d'exposition plus réalistes qui peuvent inclure des études de terrain (« *Tier 3* »). En plus de ces tests expérimentaux, les lignes directrices de l'EFSA recommandent l'utilisation d'approches de modélisation à tous les niveaux, mais aussi pour affiner l'évaluation du risque. Aussi, de récentes publications de l'EFSA, mais aussi d'auteurs issus de la recherche académique, soutiennent le développement et l'application de modèles plus sophistiqués que ceux qui sont actuellement acceptés dans le cadre réglementaire. De nombreuses études scientifiques mettent ainsi en avant la pertinence des approches de modélisation pour évaluer le risque écotoxicologique des PPP mais peu de connaissances sont disponibles concernant les modèles d'effet réellement utilisés dans les rapports d'évaluation constitués par les producteurs de PPP et évalués par les autorités compétentes (Anses, EFSA, Communauté européenne) avant qu'ils ne soient approuvés au sein de l'Union Européenne. Dans ce contexte, cet article a pour objectifs (1) d'identifier les approches de modélisation utilisées dans le cadre réglementaire des PPP, (2) de caractériser l'évolution des pratiques de modélisation dans les rapports d'évaluation parus les dix dernières années et (3) d'identifier les groupes biologiques concernés par la modélisation. Cette étude se base sur les rapports d'évaluation (Volume 3 B9) de 317 substances actives évaluées entre 2011 et 2021.

Modèles recherchés et identifiés

Sept catégories de modèles (« *Structure-Activity* », « *ToxicoKinetic* », « *ToxicoKinetic-ToxicoDynamic* », « *Species Sensitivity Distribution* », « *population* », « *community* » et « *mixture* ») ont été recherchées dans les rapports d'évaluation produits par les Etats membres rapporteurs pour 317 substances actives. Ce choix de modèles est issu des résultats de la section 1 du présent chapitre (Larras *et al.*, 2022) ainsi que des recommandations formulées par l'EFSA (ex. lignes directrices, avis scientifiques). Ces modèles ont été recherchés dans les rapports d'évaluation *via* le logiciel R. La totalité des documents en lien avec les rapports d'évaluation des 317 substances actives représente 624 documents pdf. Afin d'optimiser l'efficacité de la recherche et la détection des modèles, 66 mots-clés en lien avec ces sept catégories ont été recherchés.

Pour la majorité des substances actives (176 sur 317), aucune des sept catégories de modèles n'a été retrouvée dans les rapports d'évaluation. Cela signifie que, pour ces substances, aucun risque inacceptable n'a été détecté ou alors qu'il n'a pas été nécessaire d'utiliser de la modélisation pour affiner l'évaluation des risques. Ensuite, 81 substances actives ont été associées à une catégorie de modèles, 44 substances actives ont été associées à 2

catégories de modèles, 12 substances actives à 3 catégories, 3 substances actives à 4 catégories et une substance active à 5 catégories.

Parmi les modèles retrouvés, les SSD ont été les plus détectées (n=87 substances actives) suivies des « *Structure-Activity* » (n=66) puis des modèles TK (n=46) et, enfin, de manière plus marginale, les modèles TKTD (n=8), « *mixture* » (n=6), « *community* » (n=5) et « *population* » (n=4). Les SSD sont utilisées depuis de nombreuses années en évaluation du risque ce qui peut expliquer leur prépondérance dans les rapports d'évaluation. Aussi, des logiciels (e.g., ETX 2.0 program) permettent leur utilisation de manière reproductible et harmonisée. En revanche, les modèles les moins utilisés sont globalement plus récents et le manque de cadrage et d'harmonisation peut représenter un frein pour leur utilisation en routine

L'étude de la dynamique temporelle de chaque catégorie de modèles n'a pas révélé de tendance particulière. La fluctuation interannuelle a principalement été attribuée à la fluctuation du nombre de substances actives évaluées chaque année.

Modélisation et type de substances actives

Cette étude a également démontré que le recours à la modélisation pouvait dépendre de la nature de la substance active. Par exemple, 34 substances considérées comme candidates à la substitution (sur 49) ont montré un recours à la modélisation contre seulement une substance sur 26 pour les substances à faible risque. De même, une faible utilisation de la modélisation a été observée pour les substances dérivées de micro-organismes ou de plantes en comparaison aux substances conventionnelles telles que les sulfonylurées, les carbamates, les organophosphates, ou encore les pyréthrinoïdes. Par ailleurs, les substances actives ciblant en particulier le système musculaire ou nerveux, la photosynthèse ou encore la synthèse des protéines et des acides aminés ont eu plus souvent recours à la modélisation que les autres substances actives. Ces observations convergent vers le fait que les substances « conventionnelles » ont particulièrement tendance à avoir recours à la modélisation (=affinement de l'évaluation du risque et/ou exploration des produits de transformation et/ou évaluation de leur accumulation le long de la chaîne trophique).

Modélisation et groupes biologiques

Les sept catégories de modèles investiguées ont impliqué des organismes appartenant à quatre groupes biologiques aquatiques (invertébrés aquatiques, poissons, producteurs primaires aquatiques, amphibiens) et quatre groupes biologiques terrestres (mammifères, oiseaux, invertébrés terrestres, producteurs primaires terrestres). Si les SSD ont été retrouvées en lien avec tous les groupes biologiques, d'autres modèles comme les TKTD ou les QSAR ont montré une exclusivité pour les groupes aquatiques. D'une manière générale, les groupes aquatiques ont été plus souvent impliqués dans la modélisation que les groupes terrestres et certains groupes ont été ciblés de manière marginale (ex. amphibiens, mammifères, invertébrés terrestres). Enfin, d'autres groupes, comme les polinisateurs, sont absents.

Conclusion

Les modèles les plus souvent retrouvés ont pour objectif de diminuer l'incertitude autour de la sensibilité des espèces, estimer la cinétique de la substance active dans les organismes ainsi que son potentiel de bioaccumulation, ou encore d'estimer la sensibilité d'organismes notamment dans le cas des produits de transformation. Cela reflète une utilisation de la modélisation majoritairement aux premiers « *Tiers* », impliquant que la modélisation n'est actuellement que peu utilisée à l'échelle de la population, de la communauté ou du paysage. Jusqu'à aujourd'hui, le potentiel de la modélisation pour l'évaluation du risque écotoxicologique a été clairement sous-exploité dans le cadre réglementaire des PPP ce qui peut provenir d'un besoin supplémentaire de transfert de connaissances entre les mondes académiques, industriels et réglementaires (e.g., plus de recommandations pour l'évaluation des modèles) ou encore d'un délai entre la publication de nouvelles recommandations par l'EFSA et leur intégration dans les rapports d'évaluation.

2.2. Article

Larras, F., Beaudouin, R., Berny, P., Charles, S., Chaumot, A., Corio-Costet, M.F., Doussan, I., Pelosi, C., Leenhardt, S., Mamy, L. A meta-analysis of ecotoxicological models used for plant protection product risk assessment before their placing on the market. *Sci Tot Environ*. 844 (2022) 157003. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.157003

2.2.1. Introduction

Plant protection products (PPP), frequently named pesticides, represent one of the most important ways of protecting plants and plant products against harmful organisms, including weeds, and of improving agricultural production (Commission européenne, 2009). In the European Union (EU), the placing of PPP on the market is subjected to the Regulation (EC) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009) and relies on two main steps. First, all of the components of the PPP (active substances, synergists, safeners) have to be approved at the EU level and the co-formulant must not be on the regulation negative list. Second, the commercial form of the PPP is assessed at a zonal level (within a group of Member States, namely Northe, Central, and South zones) prior to its authorization in one or several Member States of the targeted zone (Fig. 14-1). In this paper, only the procedure for active substances will be further considered, as these are the molecules likely to impair non-target species.

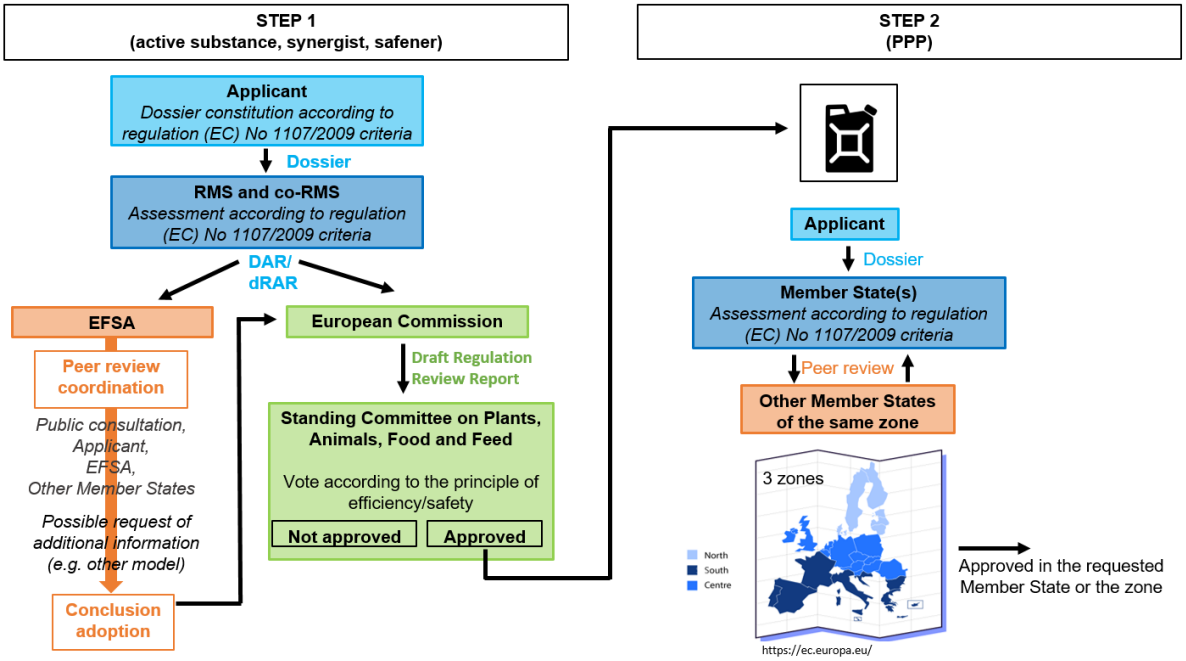


Figure 14-1. Synthetic scheme of the process for (STEP 1) active substance (plus synergists and safeners) approbation at the European Union level, and (STEP 2) PPP approval to be placed on the market at the zonal level. RMS: Rapporteur Member State.

In the regulation, active substances are defined as the substances, including microorganisms, inducing a general or a specific action on undesirable organisms or plants, parts of plants or plant products (European Commission, 2009), article 2). To be approved, an active substance must show its efficacy towards the target species as well as its safety towards human and animal health and environment. Also, it shall not have any unacceptable effect on vegetal and their products, shall not induce pain on vertebrate animals and shall not induce unacceptable effects on the environment (e.g., on non-target species or on biodiversity and ecosystem) European Commission (2009), article 4. Therefore, the environmental risk assessment (ERA) of an active substance is a mandatory step, among others such as risk assessment for human health. The ERA of pesticides assesses the impact that the use of

pesticides has on non-target living organisms and on soil, water, and air. In this work, we focus on the assessment of the impact on non-target living organisms which relies on a "tiered approach" (e.g. Salomon *et al*. (2008)). In brief, ERA starts at Tier 1 and can go up to higher tiers, if needed. Increasing the tier level goes along with an increase in the experimental system complexity for both biotic and abiotic aspects to make assessment scenarios more realistic. Despite such a procedure, deleterious effects of PPP on biodiversity have often been reported in the literature (e.g., on bees (Uhl et Brühl, 2019), birds (de Montaigu et Goulson, 2020), terrestrial (Gunstone *et al.*, 2021) and aquatic ecosystems (Beketov *et al.*, 2013; Malaj *et al.*, 2014), highlighting the need to adapt the ecotoxicological assessment of PPP into regulation procedure to improve biodiversity protection (Stehle et Schulz, 2015; Schafer *et al.*, 2019). Previous statements already warned about the importance of (i) adopting more holistic and realistic approaches in PPP risk assessment (Schafer *et al.*, 2019; Mohring *et al.*, 2020), (ii) considering the landscape scale (Streissl *et al.*, 2018), and (iii) integrating mixture effects (Stehle et Schulz, 2015) in order to better predict the effects of PPP on the environment. According to EFSA (European Food Safety Authority), modelling approaches can help to refine risk assessment as it may improve, for example, the ecological realism and reduce the uncertainties (e.g., using higher number of species, considering trophic interactions or exposure changes according to life-cycle or landscape) (European Food Safety Authority, 2009; Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013; 2014).

The relevance of modelling approaches to support the regulatory ERA of PPP, but also the associated technical and conceptual limits that prevent their use routinely, were already highlighted (Forbes *et al.*, 2009; Preuss *et al.*, 2009). Modelling approaches present the advantage to assess PPP effects and risks for the environment overtime. The ultimate objective of a model is to support regulators for decision-making by (i) predicting bioaccumulation and effects of PPP on individuals, populations or communities; (ii) reducing uncertainty on risk assessment, (iii) estimating missing values such as organism sensitivity or compound physico-chemical parameters (Larras *et al.*, 2022). Current guidance documents mainly recommend the use of such modelling approaches for risk assessment, but also to characterize the bioaccumulation potential of active substances based on their hydrophobicity or the properties of their degradation products (e.g. EFSA (European Food Safety Authority, 2009)). Moreover, in the last decades, several publications supported the implementation of more sophisticated models in PPP regulation by providing good modelling practices (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014), pointing out the interest of toxicokinetic-toxicodynamic (TKTD) mechanistic models (Ockleford *et al.*, 2018a) or population models for bees (e.g., ApisRAM (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021), or Beehave (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015)), reptiles and amphibians (Ockleford *et al.*, 2018b) as well as small mammals like common vole (Schmitt *et al.*, 2016) with possible integration of variables at the landscape level (e.g., ALMaSS model, Animal, Landscape and Man Simulation System, Topping *et al*. (2003). As a general rule, the ERA of PPP is continuously improving as demonstrated by the EFSA on-going reflection publication (European Food Safety Authority, 2018).

In this context, this review aims at identifying the modelling approaches used in PPP regulatory active substance assessment reports at the EU level, and the gaps between recommendations (e.g. guidance) and practices (namely, the assessment reports) in terms of model use. The modelling approaches found in these reports for the corresponding active substances were first identified, either they were implemented by the applicants or they came from scientific literature and either they were validated or not by the Rapporteur Member State (RMS). Second, we investigated the improvements in the modelling use in assessment reports within the past 10 years. Third, we explored which biological group of organisms were considered (e.g. which organisms are covered and if they are covered similarly). Our review is based on the investigation of the ecotoxicology sections (Volume 3 B-9 documents) of all the active substances opened to public consultation between 2011 and 2021.

2.2.2. Material and methods

2.2.2.1. Active substance assessment report collection

For each active substance, a folder was collected from the public consultation archive webpage of EFSA (https://www.efsa.europa.eu/en/calls/consultations). Each folder encompassed several pdf documents related to

the identity of the active substance; its physical and chemical properties; further information on the substance (intended purpose, dose); analytical methods; toxicological and metabolism studies; residues in or on treated products, food and feed; fate and behavior in the environment and ecotoxicological studies. In this work, only the document relative to ecotoxicology (entitled Volume 3 B-9, named “assessment report” in this article) was kept for downstream analysis (Fig. 14-1, Step 1: orange part). At least one Volume 3 B-9 document was available per active substance, but it also happened that more than one report was retrieved because: (i) additional ones exist for the representative PPP formulation, (ii) *addendums* were later provided, (iii) an active substance was submitted a first time for approval (DAR=Draft Assessment Report) and a second time for renewal before approval expiration (dRAR= draft Renewal Assessment Report). In order to assess the time course of the use of modelling approaches in reports during the past 10 years, only those opened to public consultation from 2011 to July 2021 were selected. These documents allowed the analysis of the non-approved active substances as well as the lastly submitted ones that are still under evaluation. Following this procedure, assessment reports were collected for a total of 317 active substances (=624 pdf documents). The investigated active substances as well as their characteristics (e.g. approval date, type of report, chemical group) are presented in Annex-Table S1.

2.2.2.2. Identification of modelling approaches in the reports

As it was not feasible to manually review the 624 pdf documents to identify all the used models, a set of models potentially used in reports was previously defined. They were identified based on (i) the results of a recent review on the modelling approaches employed in PPP ERA (Larras *et al.*, 2022); (ii) EFSA documents related to PPP regulation (e.g., guidance documents, scientific opinions, technical reports); and (iii) several randomly-selected reports. Seven model categories of interest were identified: Structure-Activity, ToxicoKinetic (TK), ToxicoKinetic-ToxicoDynamic (TKTD), population, Species Sensitivity Distribution (SSD), community and mixture models. To illustrate their relevance under Regulation (EC) No 1107/2009, Table 14-2 presents the aims of the seven investigated model categories as well as some examples of input and output metrics.

As (i) a model category can encompass different models (e.g. Structure-Activity category is related to QSAR, QSPR, read-across); (ii) some assessment reports did not directly name the model but used related terms instead (e.g., Hazardous Concentration for Species Sensitivity Distribution model category); (iii) a same model could be named differently from one report to another (e.g.,“IBM” and “ABM” for population model); (iv) a same model could be differently written between reports (e.g., number of compartments in a model written fully or with numbers), each of the seven model category was associated to a set of keywords to increase the chance of not missing a model. Dose-response models (static models) were not included as they represent already a keystone part of Tier 1 PPP risk assessment for most biological groups.

A total of 66 keywords (Annex - Table S2) were searched into the 624 pdf documents using the tm R-package version 0.7-8 (Feinerer *et al.*, 2008; 2020) to render the pdf files compatible to R functions.

2.2.2.3. Identification of biological groups

For each model category detection, the associated organism was manually retrieved and gathered into four aquatic (amphibians, aquatic invertebrates, aquatic primary producers, fish) and four terrestrial biological groups (birds, mammals, terrestrial invertebrates, terrestrial primary producers).

2.2.2.4. Data analysis

As one active substance can be associated to more than one document (e.g., DAR and/or dRAR, an *addendum* or a report for its representative PPP formulation), the results were compiled at the active substance level. For example, if a given keyword was found in one or several of these documents, only one occurrence was counted (presence/absence (binary) data) for this active substance. Results at the substance and model category levels are presented in Annex-Table S1. If the year of opened consultation was of interest to collect reports, only the year of

the assessment report made by the main RMS (the one present in the label name of the reports) was considered in the downstream analysis.

All plots were performed using the R software (R Core Team, 2021) and the ggplot2 R package (Wickham, 2016).

Table 14-2. Examples of aims, input and output data of the seven model categories in the context of their use under the Regulation (EC) No 1107/2009.

BAF: Bioaccumulation factor; BCF: Bioconcentration factor; BSAF: Biota-sediment accumulation factor; ECx: Effective Concentration leading to the inhibition of x% of an endpoint; HCx: Hazardous Concentration theoretically impairing x% of the species of *in situ* communities; LCx: Lethal Concentration leading to the mortality of x% of a population; QSAR: Quantitative Structure-Activity Relationship; SMILES: Simplified Molecular Input Line Entry System.

	Structure-Activity	TK	TKTD	Population	SSD	Community	Mixture
Aims in Regulation (EC) No 1107/2009	Single-species sensitivity extrapolation Metabolites characterization	To estimate bioaccumulation or internal concentration	To estimate organism response over a time-dose gradient	To estimate population viability (level effects and recovery)	To extrapolate in-situ community sensitivity	To estimate chemical trophic transfer (food chain or food web models)	To predict the joint toxicity of the combination of n components
Inputs (to inform parameters or variables)	Log P, molecular structure, SMILES	Concentration in media (water, food, ...) QSAR, *in vitro* experiment, assessment on *in vivo* data		Ecological scenario (contamination scenario, abiotic environment, population life history), Toxicological data	Several ECx (depends on the guidance document)	Quantity of active substance	ECx (at least 2)
Outputs	ECx, LCx, ... BCF, BAF, BSAF, ...	Time course of internal concentration (BCF, organs...)	Time course of internal concentration and resulting effect over time	Population size and structure (asymptotic growth rate, net reproductive rate, sex-ratio...), Time to recovery, Extinction probability, Spatial occupancy	HCx	BAF, BSAF, ...	ECx mix

2.2.3. Results and discussion

2.2.3.1. Characteristics of the reviewed active substances

Among the 317 inventoried active substances, 76 corresponded to three special categories: 49 were potential candidates for substitution (e.g. exhibiting carcinogen, mutagen, reprotoxic (CMR) effects), 26 were low risk substances (e.g. not CMR; no endocrine disruptor effect; microorganisms not showing resistance to anti-microbial products), and one was a basic substance (not a substance of concern; does not cause endocrine disruption, neurotoxic or immunotoxic effects; not used for plant protection purposes but nevertheless useful for plant protection) according to the active substance dataset of EFSA (https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-database/active-substances, consulted on July 2021, the 7th). The remaining 241 active substances were considered as classical active substances. In total, 297 active substances were related to one submission while 20 active substances were related to different cases (e.g. first submission + renewal; DAR or dRAR + *addendum*).

From 2011 to 2021, the number of reviewed active substances per year increased up to 2017, then decreased drastically up to 2021 (Fig.14-2). It has to be underlined that the query was performed over half of 2021, meaning that other active substances may have been opened to public consultation later this year. During the 10 investigated years, 44 % of the reviewed active substances were associated to at least one of the seven model categories. The use of modelling varied between years from one active substance in 2021 to 33 active substances in 2017. There is a clear time course evolution of submission types. Among the collected reports, only first submissions occurred up to 2012, but it still represented the majority of the submissions in 2014. Since then, approval renewal constituted

the majority of reports reviewed annually and the only type collected in 2021. One explanation could be the reassessment program of the European Commission that requested to prioritize the renewal of already approved substances (European Commission, 2016). According to the Article 5 of the Regulation (EC) No 1107/2009, a first approval shall not exceed 10 years but it can also run 7 years, 15 years or an unlimited time for potential candidates for substitution (Article 24), low risk (Article 22) or basic substances (Article 23) respectively. Regarding the time-course use of modelling approaches in assessment reports, presence-absence data do not unravel a trend (Fig. 14-2) despite EFSA have published two scientific opinions directly linked to modelling for PPP ERA during the last decades (Good modelling practice (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014) and TKTD for aquatic organisms (Ockleford *et al.*, 2018a)). However, we may expect that it takes time to see the repercussion of such publications on regulatory reports. First, the constitution and review of a report can take several years. Second sophisticated models may require a transfer of knowledge between the academics and the regulators. Thus we can assume that upcoming reports may contain the sophisticated models cover in such scientific opinions.

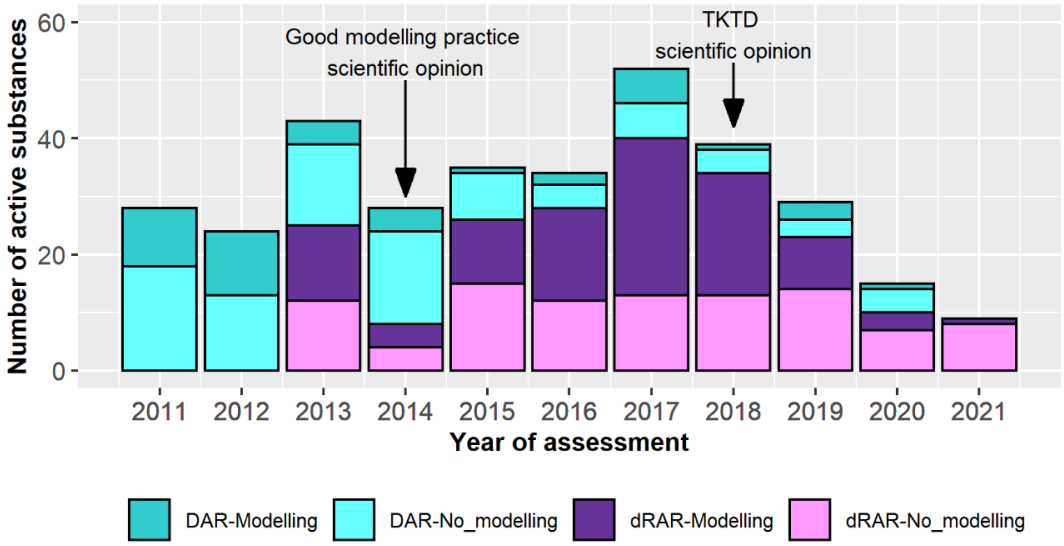


Figure 14-2. Number of assessed active substances per year considering if they involve (blue, purple) or not (turquoise, pink) the use of at least one of the seven model categories (Structure-Activity, TK, TKTD, Population, SSD, Community, Mixture). DAR: Draft Assessment Report; dRAR: draft Renewal Assessment Report. Arrows indicate the year of publication of two EFSA documents related to modelling in risk assessment. Only a half year was investigated in 2021.

2.2.3.2. Characterization of the models used in reports

After a manual check of all the detections, our query provided at least one consistent match for 37 keywords and all of the seven model categories (Annex-Table S2). The model categories are contrasted in terms of objectives, methodology and outputs (Table 14-2), and their use in the context of the Regulation (EC) n°1107/2009 (2009) responds to different scenarios. For example, modelling approaches may help (i) to refine the risk assessment (e.g., TKTD=models account for realistic time-variable exposure, population modelling=accounts for ecological factors relevant at the population level, SSD=assumed to reduce uncertainty by considering many species sensitivity); (ii) to characterize metabolites properties when needed (Structure-Activity); (iii) to deal with active substances with specific physico-chemical properties (e.g., food-web modelling for hydrophobic active substances). Among the model families that were not found in reports, we noticed for example the absence of physiologically based pharmacokinetic (PBPK) models. Also, population models were only represented by agent-based models despite the consideration of keywords related to structured and unstructured models. In addition, among the community models, only those related to trophic transfers (food-webs) were detected despite guidance documents highlighted the relevance of community models especially for the assessment of ecological recovery.

The number of model categories detected in the reports of the 317 active substances ranged from zero to five with a clear decrease in the number of active substances from the lowest to the highest number of model category

(Fig. 14-3A). For the majority of the active substances (n=176), none of the seven targeted model categories were detected, probably meaning that the risk was already acceptable at Tier 1, or that the risk was refined without the use of modelling approaches, or that no metabolites needed to be investigated with modelling approaches. Such results are mostly dependent on the current methods used in Tier 1 level and one could assume that considering also transgenerational responses may provide different results. A total of 81 active substances were associated to one model category, 44 to two model categories, 12 to three categories, three to four categories, and one to five categories.

Among the model categories, SSD was the most detected one (n=87 active substances) (Fig. 14-3B), which was not surprising as SSDs are keystone models in ecotoxicology since decades (Aldenberg et Jaworska, 2000). The main limiting factor for the use of SSD models on some biological groups is the availability of sensitivity data (cf. requirement for aquatic organism in the guidance document (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013). The existence of computational turnkey tools could ease their accessibility and promote an harmonized way to use them (e.g., the use of the ETX 2.0 program (Van Vlaardingen *et al.*, 2004) for dicamba, lenacil or metribuzin, among other active substances).

Structure-Activity models were identified for 66 active substances, mainly to derive EC50 for various organisms (*cf.* section 2.2.3.5), estimate estrogen receptor binding affinity, octanol/water partition coefficient, or acid dissociation constant of metabolites. As for SSD, Structure-Activity models benefit from different tools (e.g., ECOSAR for metrafenone, mefentrifluconazole or DS TOPKAT for rescalure), which ease their handling in a harmonized framework. In addition, the higher use of Structure-Activity models in reports can be explained by the fact that they were already recommended for aquatic ecotoxicology and birds and mammals in guidance document since the early 2000s (European Commission, 2002a; European Food Safety Authority, 2009; Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013). Read-across models were also detected to extrapolate organism sensitivity among substances of similar mode of action or among metabolites.

TK models were also often detected (n=46 active substances). Usually, they were fitted on experimental data to estimate various parameters such as uptake rate, depuration rate, bioaccumulation metrics or depuration half-time (see for example the assessment report of epoxiconazole or 1,4-dimethylnaphthalene, among other active substances). Depending on the number of involved compartments (e.g., one-compartment if the organism is considered as a whole, n compartments if organs or tissues are considered), different TK models were found: Single First-Order, Double First-Order in Parallel or First-Order Multi-Compartment kinetics. Among TK models, the absence of PBTK models frequently used in human risk assessment could be explained by the fact that they are still in development for species used in ERA (Grech *et al.*, 2019).

The four remaining model categories *i.e.* TKTD models (n=8), mixture models (n=6), community models (n=5) and population models (n=4) were rarely detected in reports. The three first model categories were found acceptable in most of cases (Annex-Table S3). In our collection, issues regarding model reliability were pointed out for one case of population and community model. While being more recently developed (Kooijman, 2009; Jager *et al.*, 2011), TKTD models such as GUTS and DEBtox models are of high interest for ERA (Brock *et al.*, 2021); (Ockleford *et al.*, 2018a). They are ready to use in practice in a regulatory context for few organisms like aquatic macroinvertebrates, fish and macrophytes, and their potential is mentioned for other organisms like non-target arthropods (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues *et al.*, 2015). In our report collection, the detection of mixture models corresponded to PPP representative formulation reports to predict for example the combined toxicity of several active substances (e.g., formulation SIGNUM (BAS 516 07 F) containing pyraclostrobin and boscalid). The 1st of October 2019, the European court of justice requested that procedures leading to the placing of a PPP on the market must consider the cumulative effects of the active substances of the PPP as well as their cumulative effects with other compounds of the product (Court Of Justice of the European Union, C-616/17 – Case Blaise and Others ECLI:EU:C:2019:800). Therefore, mixture models could be especially of interest for the commercial PPP rather than for the active substances. Finally, population and community models were the less detected ones. While population models were developed in research area on various organisms such as for example small mammals (Topping *et al.*, 2003), fish (David *et al.*, 2019) or bees (Crall *et al.*, 2019) they were only detected in a few reports. It could be due to the latest development of models ready to be used under PPP

regulation (e.g. Schmitt *et al*. (2016) and to the delay among their development, their validation and their appearance in reports. Recent scientific opinions highlighted the potential of population modelling at the landscape scale for assessing pesticide effects on non-target arthropods (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues *et al.*, 2015) as well as for reptiles and amphibians (Ockleford *et al.*, 2018b).

2.2.3.3. Temporal evolution of model use in reports

Finally, the time course of the use of each model category was investigated. In the last 10 years, SSD, Structure-Activity and TK models remained the most used models, despite some fluctuations probably due to the between-year variability in the number of reviewed active substances (Fig. 14-3C). The other models are still rarely used. We may also expect an increase in the next years in the usage of the latest models such as TKTD and population models as suggested by the increasing interest of the EFSA PPR. This interest is demonstrated in EFSA scientific opinions dealing with modelling (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014; Ockleford *et al.*, 2018a) as well as in guidance documents (e.g. EFSA PPR Panel (2013)).

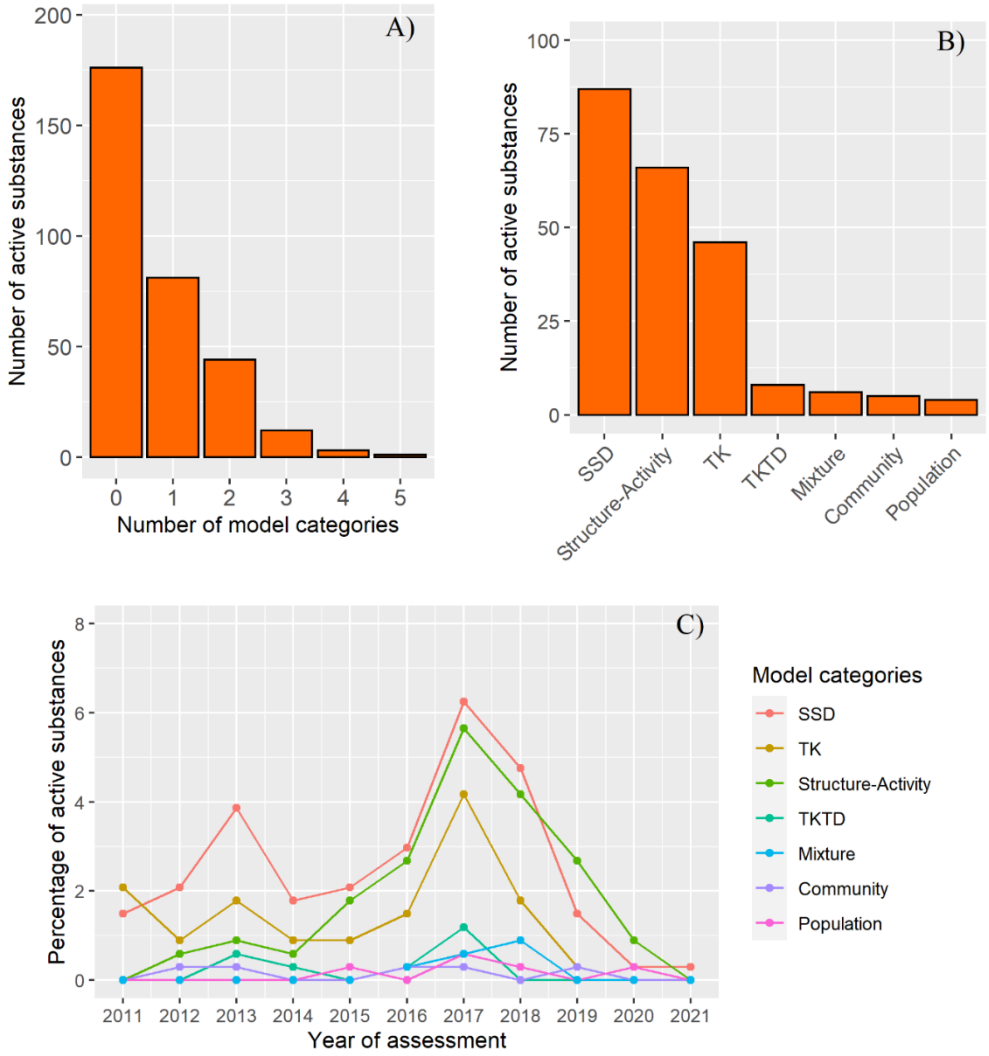


Figure 14-3. (**A**) Number of model categories detected for each active substance; (**B**) Number of active substances for which each of the seven model categories was found; (**C**) Temporal evolution of model categories detection in active substance reports (calculated as the percentage of active substance per year in respect to the total number of active substances investigated from 2011 to 2021).
SSD: Species Sensitivity Distribution; TK: ToxicoKinetics: TKTD: ToxicoKinetic-ToxicoDynamic.

Indeed, these models are increasingly referenced in regulatory documents or publications from meetings like Modelink (e.g. Hommen et al. (2016). Based on our review, it seems that guidance documents and transfer of knowledge is a crucial step for new modelling approaches to be integrated. The recommendations in good practices in modelling (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014) as well as the recent publications going in this direction for PPP ERA (Arlos *et al.*, 2020; Roeben *et al.*, 2020; Raimondo *et al.*, 2021; Tarazona *et al.*, 2021), constitute one step further in the acceptance of different model categories in assessment reports.

2.2.3.4. Active substances and modelling in reports

As previously indicated, the use of modelling in reports is mainly justified by the need to refine the risk assessment, to assess metabolites properties and by the relationship between the physico-chemical properties of active substances and their effects. Thus, the fact that an active substance do not pass Tier 1 may be linked to its status (candidate for substitution vs. low risk), chemical group or biochemical target.

First, active substances that are candidates for substitution appeared more often associated with effect modelling approaches (34 out of 49 active substances) than the low risk active ones (1 out of 26). Based on this set of substances, effect modelling approaches appear especially used for more problematic ones.

Second, based on the Pesticide Properties DataBase (http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/index.htm), a chemical group was attributed to 305 active substances (out of 317), leading to 109 chemical groups (Annex-Table S1). The 15 groups gathering the highest number of active substances are presented in Figure 14-4A. We noticed a lower use of modelling in reports for several chemical groups of active substances such as the “Microorganism derived” (7 active substances related to modelling out of a total of 64), the “Plant derived” (2 out of 12) and the “Inorganic compounds” (1 out of 9). Although microorganisms and plant derived substances are not a chemical group *sensus-stricto*, they are still interesting to be considered as they are also covered by the Regulation (EC) n°1107/2009 and submitted to the same ERA procedure as conventional active substance chemical groups. The same trend was observed for the “Unclassified” group (4 out of 15) gathering all of the active substances for which no group was assigned. Conversely, at least one model category was used in most active substances related to the sulfonylurea active substance chemical group (12 out of 17), the carbamates (11 out of 15), the triazoles (6 out of 9), the organophosphates (5 out of 7) and the pyrethroids (7 out of 8) (Fig. 14-4A).

Third, a similar analysis was performed using the universal R4P classification (2019)[1] which provides a class mainly informing on the interaction between the active substance and the biological target. A class was attributed to 277 active substances, and 19 classes were identified (Fig. 14-4B). We noticed a high diversity of classes, with contrasting results in terms of modelling use. For example, the microbial pesticide group, composed by the highest number of active substances (n=41), as well as the integrity of cellular membrane class (mostly derived from plants and microorganisms) were not or weakly related to modelling approaches according to the set of used keywords. The stimulation of the plant defense class also displayed such pattern (1 out of 7 active substances). In addition, cellular division or cytoskeleton and carbohydrate metabolism classes concerned only a low number of active substances with modelling approaches. A similar pattern was observed for most of the active substances with the unknown target class as well as for those not appearing in the classification (7 out of 40 active substances). More than half of these substances were related to microorganisms, plant hormones, animals or unknown chemical groups. Only a few active substances (e.g. 1,4-dimethylnaphthalene) without clear target used modelling approaches. Inversely, classes such as nervous system or muscle (25 out of 37 active substances), photosynthesis (11 out of 17 active substances), amino acid and proteins biosynthesis (20 out of 28 active substances) or lipid metabolism (8 out 10 active substances) were associated to a high number of active substances for which at least one modelling category was used.

All these results suggest that active substances related to microorganisms and natural derived compounds rarely fit to one of the three conditions mentioned at the beginning of this section and requiring modelling (i.e. to refine

[1] R4P. (2019). Universal classification of PPPs / Classification universelle des PPP. https://doi.org/10.17605/OSF.IO/UBHR5

the risk assessment, to account for the physico-chemical properties or to estimate metabolites properties). These chemical substances mostly belong to the biopesticides which do not exist in Regulation (EC) n°1107/2009 but which corresponds to a set of crop protection methods that have been defined by the article L 253-6 of the French Rural and Maritime code. In general, biopesticide active substances appeared less associated to the use of such modelling approaches than the conventional active substances, meaning that the risk linked to biopesticides may be more easily acceptable in Tier 1. However, as several biopesticides can be nevertheless problematic (Robin et Marchand, 2019), we may also assume that if the risk is not acceptable, it may be refined with other methods than modelling, which were not detected in our study. It is also worth noticing that microorganism active substances are also subjected to other criteria (e.g., infectiveness or pathogenicity) that may require other types of modelling which were not investigated in this study. Conventional pesticides have been more often studied with modelling, potentially meaning that they pose a higher risk to non-target species or that they produce metabolites that have to be characterized. Among them, some categories and modes of action of active substances have been investigated since decades because of the ecological risk they pose to non-target species in the environment. Consequently, more data are available, what eases the use of models, for example for SSD approaches.

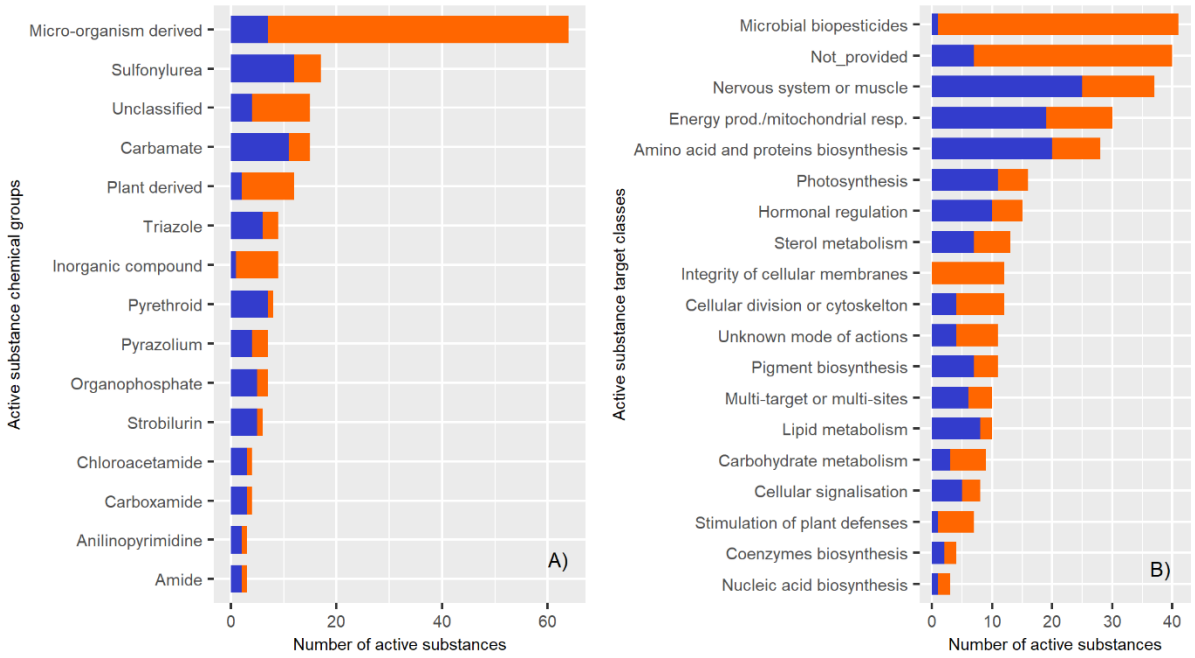


Figure 14-4. Number of active substances using (blue) or not using (orange) at least one of the seven model categories per (**A**) active substance chemical group (at least, for the 15 ones gathering the highest number of active substances), or (**B**) target class.

2.2.3.5. Biological organisms considered in modelling

The biological groups which were used in modelling approaches were investigated to determine if some models dealt specifically with some groups. In the reviewed reports, all of the identified biological groups dealing with modelling were involved at least once in a SSD (Fig. 14-5). Most of the SSD models were used for non-target terrestrial plants (NTTPs, edge value=11%), aquatic primary producers (macrophytes and microalgae), aquatic invertebrates (including sediment organisms), and fish. That echoes the high number of herbicides and insecticides needing modelling as demonstrated in Figure 14-4. SSD is a well-accepted method in ERA, and its use is recommended in the PPP regulation since the early 2000s for NTTPs (European Commission, 2002a) and aquatic organisms (European Commission, 2002b). In compliance with the need to reduce animal testing, it seems logical that the SSD approach (that requests lots of organism sensitivity data) appears less used for biological groups such as birds, mammals, reptiles and amphibians. Structure-Activity models were widely associated with aquatic organisms such as invertebrates (edge value=12%, e.g. chironomids, crustaceans, especially *Daphnia* or

Americamysis bahia), primary producers (edge value=11%, especially microalgae) and fish, in order to estimate their sensitivity (e.g. EC50) to active substances. In the reports, Structure-Activity also allowed to estimate the bioaccumulation potential of active substances in fish. In this perspective, TK models are classically used for fish (edge value=13%) and terrestrial invertebrates (e.g. earthworms, spiders and coleopterans) providing different outputs such as bioaccumulation metrics of active substances in organisms and also, under steady-state, uptake and elimination rates (Ratier *et al.*, 2022). Body Burden Models were exclusively used for birds and small mammals. First- and second-order models are classically used, associated with models ranging from one to five compartments depending on the targeted level of complexity. Kinetic parameters are especially interesting when the TK models support the estimation of active substance bioaccumulation in bird and mammal preys.

The category of TKTD models (gathering DEBtox and GUTS) was associated to only three aquatic biological groups: microalgae (primary producers), invertebrates and fish. The use of population models remained marginal, involving only one terrestrial (*Folsomia candida*) or aquatic invertebrate (*Chaoborus crystallinus*) as well as small mammals (vole). Finally, community models (not shown in Fig. 14-5 as they gather more than one of our biological groups) were applied to trophic food chains for aquatic (5 active substances) or terrestrial (3 active substances) set of species.

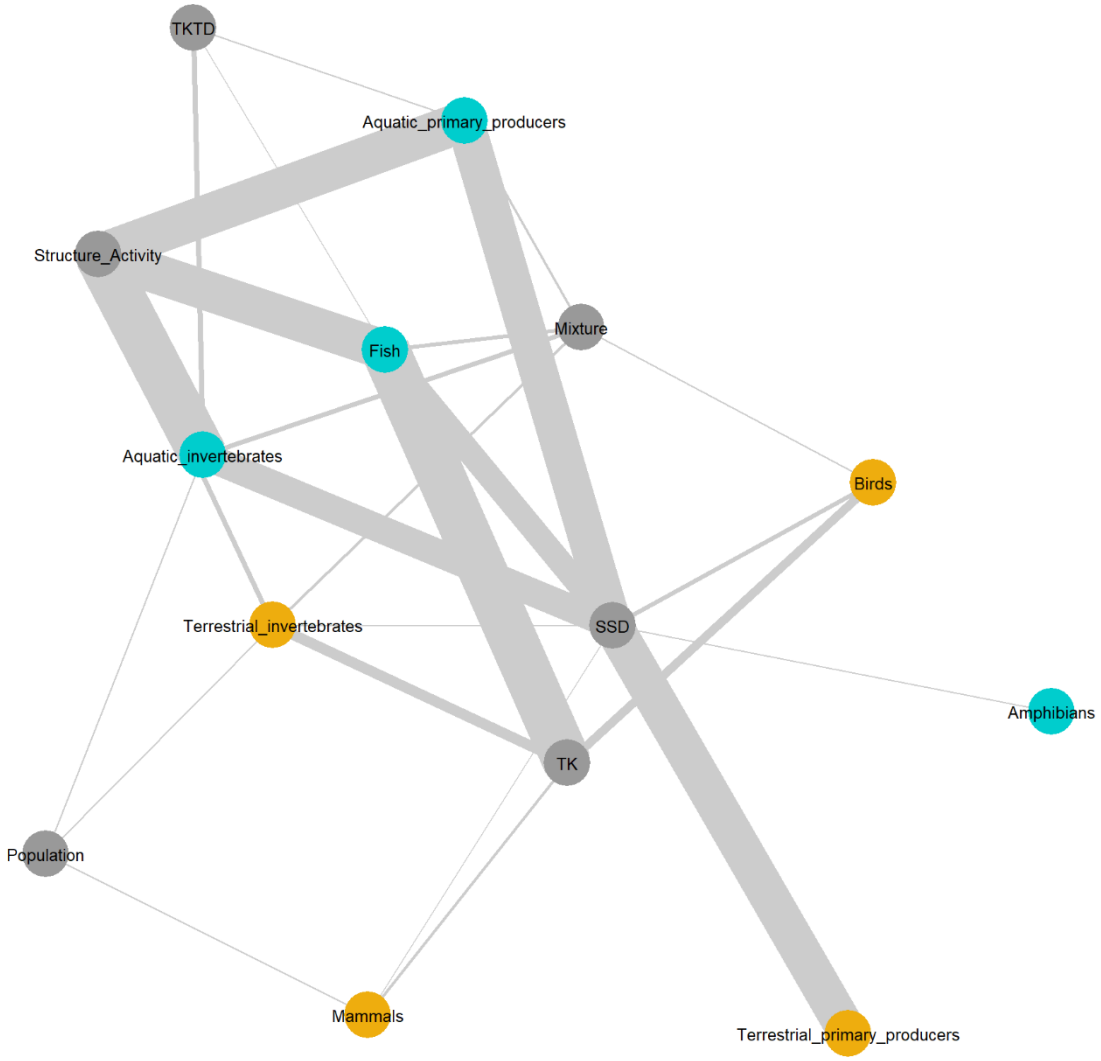


Figure 14-5. Relationships between model categories and biological groups used in Regulation (EC) No 1107/2009 for ecotoxicological risk assessment. In blue, the aquatic biological groups, in yellow the terrestrial biological groups, and in dark grey the model categories. Edges link model categories to biological groups and their width (edge values) represents the percentage of active substances (based on the total number of active substances using at least one model category) involving the related modeling categories and biological groups.

One of the main results depicted in Fig. 14-5 is the strong imbalance in modelling coverage between aquatic and terrestrial biological groups in assessment reports. In the reviewed reports, aquatic groups appeared especially well supported in terms of model diversity and usage frequency. Kattwinkel *et al*. (2015) also identified such imbalance regarding the number of studies dealing with aquatic and terrestrial population recovery in PPP risk assessment. The gap between aquatic and terrestrial groups could be due to data availability, because test characteristics and ethical issues are not the same between algae/aquatic macroinvertebrates and birds or mammals. According to the logic of the tiered-approach, one may also suggest that it is because aquatic organisms may need more often risk refinement than terrestrial organisms. In addition, the targeted models were maybe so far more suitable to aquatic organisms. However, as the reasons remain unclear, it could be of high interest to investigate such question to better characterize the limits of PPP ERA in regulation procedures.

Finally, amphibians (the aquatic stage of two species) were included only once in a SSD model (combined with fish sensitivity data), probably because this biological group is optional in reports and because animal testing have to be reduced. Moreover, there is no optimal risk assessment method currently available for amphibians (and reptiles), despite a recognized vulnerability to PPPs (Ockleford *et al.*, 2018b). Similarly, no model related to bees was found, although the ApisRAM model (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021) is under development and should be implemented in assessment reports in a near future.

2.2.4. Conclusions

This review aimed at investigating the use of modelling approaches for ecotoxicological risk assessment of PPP before their approval for placing on the market. The most frequently detected models aimed to reduce uncertainty of species sensitivity, to estimate active substance kinetics parameters in organisms or their bioaccumulation capacity, and to handle metabolites with the aim to derive organism sensitivity data, as well as physical and chemical parameters. This reflects a global model usage for lower tiers assessment, meaning that modelling is in practice rarely used for population, community, or landscape purposes in PPP regulation yet. The explanation may be that (i) no risk refinement was needed at higher tier, (ii) data were lacking in order to correctly fill in the inputs of the models, or (iii) models were not validated enough for regulation purpose even though their relevance for this type of problem is widely proven. Thus, to date, the potential of modelling approaches for risk assessment is poorly exploited under PPP regulation maybe due to a supplementary need of recommendations in model evaluation, or due to the delay between the publication of the EFSA documents and their applicability into the assessment reports. It has to be underlined that the use of modelling may also depend on the end-user ultimate purpose, as refined risk assessment is only needed when the risk was unacceptable at lower tiers. So far, the models we investigated in assessment reports are mostly based on structural endpoints to protect structural entities while our recent review on the use of modelling approaches in PPP ERA (Larras *et al.*, 2022) illustrated the diversity of information and added-value that such approaches can provide. Additionally, EFSA publications (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014; Ockleford *et al.*, 2018a) clearly established how it became crucial to implement more sophisticated models into PPP regulation to further strengthen ERA.

Références bibliographiques de la Section 2

Aldenberg, T.; Jaworska, J.S., 2000. Uncertainty of the hazardous concentration and fraction affected for normal species sensitivity distributions. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46 (1): 1-18. http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1999.1869

Arlos, M.J.; Focks, A.; Hollender, J.; Stamm, C., 2020. Improving Risk Assessment by Predicting the Survival of Field Gammarids Exposed to Dynamic Pesticide Mixtures. *Environmental Science & Technology*, 54 (19): 12383-12392. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c03939

Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schafer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Brock, T.; Arena, M.; Cedergreen, N.; Charles, S.; Duquesne, S.; Ippolito, A.; Klein, M.; Reed, M.; Teodorovic, I.; van den Brink, P.J.; Focks, A., 2021. Application of General Unified Threshold Models of Survival Models for Regulatory Aquatic Pesticide Risk Assessment Illustrated with An Example for the Insecticide Chlorpyrifos. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (1): 243-258. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4327

Commission européenne, 2009. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Crall, J.D.; de Bivort, B.L.; Dey, B.; Versypt, A.N.F., 2019. Social Buffering of Pesticides in Bumblebees: Agent-Based Modeling of the Effects of Colony Size and Neonicotinoid Exposure on Behavior Within Nests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 7: 7. http://dx.doi.org/10.3389/fevo.2019.00051

David, V.; Joachim, S.; Porcher, J.M.; Beaudouin, R., 2019. Modelling BPA effects on three-spined stickleback population dynamics in mesocosms to improve the understanding of population effects. *Science of the Total Environment*, 692: 854-867. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.274

de Montaigu, C.T.; Goulson, D., 2020. Identifying agricultural pesticides that may pose a risk for birds. *Peerj*, 8. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.9526

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11 (7): 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014. Scientific Opinion on good modelling practice in the context of mechanistic effect models for risk assessment of plant protection products. *EFSA Journal*, 12 (3): 3589. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2014.3589

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015. Statement on the suitability of the BEEHAVE model for its potential use in a regulatory context and for the risk assessment of multiple stressors in honeybees at the landscape level. *EFSA Journal*, 13 (6): 4125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4125

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues; Aagaard, A.; Brock, T.; Capri, E.; Duquesne, S.; Filipic, M.; Hernandez-Jerez, A.F.; Hirsch-Ernst, K.I.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Liess, M.; Mantovani, A.; Ockleford, C.; Ossendorp, B.; Pickford, D.; Smith, R.; Sousa, P.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Van Der Linden, T., 2015. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal*, 13 (2): 212 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3996

Efsa Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernandez-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *EFSA Journal*, 19 (5): 75, e06607. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

European Commission, 2002a. *Guidance Document on Terrestrial Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/10329/2002-rev. 2 final, 17 October 2002.*

European Commission, 2002b. *Guidance Document on Aquatic Ecotoxicology Under Council Directive 91/414/EEC. SANCO/3268/2001 - rev. 4 final, 17 October 2002.*

European Commission, 2016. Commission Implementing Decision of 28 September 2016 on the establishment of a work programme for the assessment of applications for the renewal of approvals of active substances expiring in 2019, 2020 and 2021 in accordance with Regulation (EC) No 1107/2009 of the European Parliament and of the Council. *OJ C 357, 29.9.2016, p. 9–11.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX%3A32016D0929%2801%29

European Food Safety Authority, 2009. Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal*, 7 (12): 1438. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

European Food Safety Authority, 2018. Scientific risk assessment of pesticides in the European Union (EU): EFSA contribution to on-going reflections by the EC. *EFSA Supporting Publications*, 15 (1): 1367E. http://dx.doi.org/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1367

Feinerer, I.; Hornik, K., 2020. Tm : Text Mining Package. R package version 0.7-8. https://CRAN.R-project.org/package=tm

Feinerer, I.; Hornik, K.; Meyer, D., 2008. Text mining infrastructure in R. *Journal of Statistical Software*, 25 (5): 1-54. https://www.jstatsoft.org/v25/i05/

Forbes, V.E.; Hommen, U.; Thorbek, P.; Heimbach, F.; Van den Brink, P.J.; Wogram, J.; Thulke, H.-H.; Grimm, V., 2009. Ecological models in support of regulatory risk assessments of pesticides: developing a strategy for the future. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 5 (1): 167-172. http://dx.doi.org/10.1897/IEAM_2008-029.1

Grech, A.; Tebby, C.; Brochot, C.; Bois, F.Y.; Bado-Nilles, A.; Dorne, J.L.; Quignot, N.; Beaudouin, R., 2019. Generic physiologically-based toxicokinetic modelling for fish: Integration of environmental factors and species variability. *Science of the Total Environment*, 651: 516-531. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.163

Gunstone, T.; Cornelisse, T.; Klein, K.; Dubey, A.; Donley, N., 2021. Pesticides and Soil Invertebrates: A Hazard Assessment. *Frontiers in Environmental Science*, 9: 21. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2021.643847

Hommen, U.; Forbes, V.; Grimm, V.; Preuss, T.G.; Thorbek, P.; Ducrot, V., 2016. How to use mechanistic effect models in environmental risk assessment of pesticides: Case studies and recommendations from the SETAC workshop MODELINK. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 21-31. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1704

Jager, T.; Albert, C.; Preuss, T.G.; Ashauer, R., 2011. General Unified Threshold Model of Survival - a Toxicokinetic-Toxicodynamic Framework for Ecotoxicology. *Environmental Science & Technology*, 45 (7): 2529-2540. http://dx.doi.org/10.1021/es103092a

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kooijman, B., 2009. *Dynamic energy budget theory for metabolic organisation*. Cambridge: Cambridge university press (3rd edition), 534 p.

Larras, F.; Charles, S.; Chaumot, A.; Pelosi, C.; Le Gall, M.; Mamy, L.; Beaudouin, R., 2022. A critical review of modelling approaches for ecological risk assessment of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 43448–43500. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3

Malaj, E.; von der Ohe, P.C.; Grote, M.; Kuhne, R.; Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P.; Brack, W.; Schafer, R.B., 2014. Organic chemicals jeopardize the health of freshwater ecosystems on the continental scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 111 (26): 9549-9554. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1321082111

Mohring, N.; Ingold, K.; Kudsk, P.; Martin-Laurent, F.; Niggli, U.; Siegrist, M.; Studer, B.; Walter, A.; Finger, R., 2020. Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9): 535-540. http://dx.doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Smith, R.H.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Cedergreen, N.; Charles, S.; Focks, A.; Reed, M.; Arena, M.; Ippolito, A.; Byers, H.; Teodorovic, I.; EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2018a. Scientific Opinion on the state of the art of Toxicokinetic/Toxicodynamic (TKTD) effect models for regulatory risk assessment of pesticides for aquatic organisms. *EFSA Journal*, 16 (8): 188. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5377

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2018b. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16 (2): 301;;e05125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Preuss, T.G.; Hommen, U.; Alix, A.; Ashauer, R.; van den Brink, P.; Chapman, P.; Ducrot, V.; Forbes, V.; Grimm, V.; Schafer, D.; Streissl, F.; Thorbek, P., 2009. Mechanistic effect models for ecological risk assessment of chemicals (MEMoRisk)-a new SETAC-Europe Advisory Group. *Environmental Science and Pollution Research*, 16 (3): 250-252. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-009-0124-6

R Core Team, 2021. R: A Language and Environment For Statistical Computing. Vienna, Austria R Foundation For Statistical Computing. R: A language and environment for statistical computing

Raimondo, S.; Schmolke, A.; Pollesch, N.; Accolla, C.; Galic, N.; Moore, A.; Vaugeois, M.; Rueda-Cediel, P.; Kanarek, A.; Awkerman, J.; Forbes, V., 2021. Pop-GUIDE: Population Modeling Guidance, Use, Interpretation, and Development for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*: 18. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4377

Ratier, A.; Lopes, C.; Multari, G.; Mazerolles, V.; Carpentier, P.; Charles, S., 2022. New perspectives on the calculation of bioaccumulation metrics for active substances in living organisms. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 18 (1): 10-18. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4439

Robin, D.C.; Marchand, P.A., 2019. Evolution of the biocontrol active substances in the framework of the European Pesticide Regulation (EC) No. 1107/2009. *Pest Management Science*, 75 (4): 950-958. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5199

Roeben, V.; Oberdoerster, S.; Rakel, K.J.; Liesy, D.; Capowiez, Y.; Ernst, G.; Preuss, T.G.; Gergs, A.; Oberdoerster, C., 2020. Towards a spatiotemporally explicit toxicokinetic-toxicodynamic model for earthworm toxicity. *Science of the Total Environment*, 722: 12. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137673

Schafer, R.B.; Liess, M.; Altenburger, R.; Filser, J.; Hollert, H.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scheringer, M., 2019. Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. *Environmental Sciences Europe*, 31: 5. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0203-3

Schmitt, W.; Auteri, D.; Bastiansen, F.; Ebeling, M.; Liu, C.; Luttik, R.; Mastitsky, S.; Nacci, D.; Topping, C.; Wang, M., 2016. An Example of Population-Level Risk Assessments for Small Mammals Using Individual-Based Population Models. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 46-57. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1640

Solomon, K.R.; Brock, T.C.; Zwart, D.; Dyer, S.D.; Posthuma, L.; Richards, S.M.; Sanderson, H.; Sibley, P.K.; Van den Brink, P.J., 2008. Extrapolation in the context of criteria setting and risk assessment. *Extrapolation Practice for ecotoxicological effect characterization of chemicals*. Boca Raton: CRC Press, Chapter 1, 1-32.

Stehle, S.; Schulz, R., 2015. Pesticide authorization in the EU-environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (24): 19632-19647. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5148-5

Streissl, F.; Egsmose, M.; Tarazona, J.V., 2018. Linking pesticide marketing authorisations with environmental impact assessments through realistic landscape risk assessment paradigms. *Ecotoxicology*, 27 (7): 980-991. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1962-0

Tarazona, D.; Tarazona, G.; Tarazona, J.V., 2021. A Simplified Population-Level Landscape Model Identifying Ecological Risk Drivers of Pesticide Applications, Part One: Case Study for Large Herbivorous Mammals. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (15): 22. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18157720

Topping, C.J.; Hansen, T.S.; Jensen, T.S.; Jepsen, J.U.; Nikolajsen, F.; Odderskaer, P., 2003. ALMaSS, an agent-based model for animals in temperate European landscapes. *Ecological Modelling*, 167 (1-2): 65-82. http://dx.doi.org/10.1016/s0304-3800(03)00173-x

Uhl, P.; Brühl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

Van Vlaardingen, P.; Traas, T.; Wintersen, A.; Aldenberg, T., 2004. A program to calculate hazardous concentrations and fraction affected, based on normally distributed toxicity data. *National Institute for Public Health and the Environment (RIVM), Bilthoven, the Netherlands*.

Wickham, H., 2016. *Ggplot2 : Elegant Graphics for Data Analysis*. New York: Springer-Verlag, 260 p.

Table_S1: List of the analyzed active substances, related results of the query and characteristics of their assessment reports

Table_S1: List of the analyzed active substances, related results of the query and characteristics of their assessment reports
***** represent the variables obtained from the efsa active substance database
****** represent the variables obtained from the ppdb database
******* represent the variables obtained from the R4P work

	R script output							Report(s) characteristics			Approval status		Active substance characteristics			
Active_substance	Structure-Activity	TK	TKTD	Population	SSD	Community	Mixture	Report_number	Report_type	Report_year	Approval_start*	Approval_end*	Substance_category*	Substance_group**	MoA_1***	MoA_2***
1-Methylcyclopropene	1	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2017	01/08/2019	31/07/2034	PG	Unclassified	NA	NA
1,4-DMN	0	1	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	01/07/2014	30/06/2025	PG	Unclassified	NA	NA
1.3-D	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2017	-	-	HB, NE	Halogenated hydrocarbon	W	W
2,4-D	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2013	01/01/2016	31/12/2030	HB, PG	Alkylchlorophenoxy	L1	L
2,4-DB	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2015	01/11/2017	31/10/2032	HB	Aryloxyalkanoic acid	L1	L
24-Epibrassinolide	1	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2018	31/03/2021	31/03/2036	EL	Plant hormone	NA	NA
3-decen-2-one	1	0	0	0	0	0	0	2	DAR	2020	-	-	PG	Aliphatic ketone	NA	NA
8-hydroxyquinoline	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2015	01/01/2012	31/12/2021	FU	Quinoline	NA	NA
Abamectin	1	0	0	0	0	0	0	2	DAR,	2015,	01/05/2009	30/04/2022	AC, IN	Micro-organism derived	N4	N
ABE IT 56	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2017	20/05/2019	20/05/2034	EL	Micro-organism derived	NA	NA
Acetamiprid	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2015	01/03/2018	28/02/2033	IN	Neonicotinoid	N6	N
Acibenzolar	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2013	01/04/2016	31/03/2031	PA	Benzothiadiazole	S3	S
Aclonifen	0	0	0	0	1	0	0	1	DAR	2011	01/08/2009	31/07/2022	HB	Diphenyl ether	H1	H
Alpha-Cypermethrin	1	1	1	1	1	0	0	1	RAR	2017	01/11/2019	07/06/2021	IN	Pyrethroid	N2	N
Aluminium Ammonium Sulfate	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2020	01/09/2009	31/08/2022	RE	Inorganic compound	XH	X
Aluminium Silicate Calcined	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2021	01/09/2009	31/08/2022	RE	Inorganic compound	X1	X
Ametoctradin	1	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2011	01/08/2013	31/07/2023	FU	Triazolopyrimidine	A6	A
Amidosulfuron	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2018	01/01/2009	31/12/2021	HB	Sulfonylurea	F2	F
Amisulbrom	0	0	0	0	1	0	0	1	DAR	2012	01/07/2014	30/09/2024	FU	Sulfonamide	A3	A
Amitrole	0	1	0	0	0	0	0	1	RAR	2013	-	-	HB	Triazole	H2	H
Ampelomyces quisqualis AQ10	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2016	01/08/2018	31/07/2033	FU	Micro-organism derived	YM	Y
Aspergillus Flavus MUCL54911	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2020	-	-	FU	Micro-organism derived	YM	Y
Asulam sodium	0	0	0	0	1	0	0	1	DAR	2016	-	-	HB	Carbamate	I3	I

Table_S1: List of the analyzed active substances, related results of the query and characteristics of their assessment reports

	R script output							Report(s) characteristics			Approval status		Active substance characteristics			
Active_substance	Structure-Activity	TK	TKTD	Population	SSD	Community	Mixture	Report_number	Report_type	Report_year	Approval_start*	Approval_end*	Substance_category*	Substance_group**	MoA_1***	MoA_2***
Aureobasidium pullulans	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	01/02/2014	31/01/2025	BA, FU	Micro-organism derived	YM	Y
Azadirachtin	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2013	01/06/2011	31/08/2024	IN	Plant derived	XF	X
B. thuringiensis ssp. israelensis AM 65-52	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
B. thuringiensis ssp. kurstaki SA-11	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
B. thuringiensis ssp. kurstaki SA-12	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens AH2	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2017	-	-	FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens D747	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	01/04/2015	31/03/2025	FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens FZB24	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2015	01/06/2017	01/06/2032	FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens IT-45	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2019	-	-	FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens MBI600	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2015	16/09/2016	16/09/2026	FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus amyloliquefaciens QST 713	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/02/2007	30/04/2022	BA, FU	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus firmus I-1582	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2011	01/10/2013	30/09/2023	NE	Micro-organism derived	O4-O5	O
Bacillus pumilus QST 2808	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	01/09/2014	31/08/2025	FU	Micro-organism derived	O4-O5	O
Bacillus subtilis IAB BS03	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2017	20/10/2019	20/10/2034	FU	Micro-organism derived	O4-O5	O

Table_S1: List of the analyzed active substances, related results of the query and characteristics of their assessment reports

	R script output							Report(s) characteristics			Approval status		Active substance characteristics			
Active_substance	Structure-Activity	TK	TKTD	Population	SSD	Community	Mixture	Report_number	Report_type	Report_year	Approval_start*	Approval_end*	Substance_category*	Substance_group**	MoA_1***	MoA_2***
Bacillus thuringiensis ssp. aizawai ABTS 1857	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus thuringiensis ssp. aizawai GC-91	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus thuringiensis ssp. kurstaki PB 54	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus thuringiensis subsp. ABTS-351	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki EG2348	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/05/2009	30/04/2022	IN	Micro-organism derived	YB	Y
Beauveria bassiana 147	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2014	06/06/2017	06/06/2027	IN	Micro-organism derived	YM	Y
Beauveria bassiana 203	1	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2019	-	-	IN	Micro-organism derived	YM	Y
Beauveria bassiana IMI389521	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2016	19/02/2019	19/02/2029	IN	Micro-organism derived	YM	Y
Beauveria bassiana NPP111B005	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2014	07/06/2017	07/06/2027	IN	Micro-organism derived	YM	Y
Beauveria bassiana PPRI 5339	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2016	20/02/2019	20/02/2029	IN	Micro-organism derived	YM	Y
Benalaxyl	0	0	0	0	0	0	0	2	RAR	2016, 2017	-	-	FU	Acylamino acid	G3	G
Benfluralin	0	1	0	0	0	0	0	2	DAR, RAR	2011, 2017	01/03/2009	28/02/2022	HB	Dinitroaniline	K1	K
Bentazone	0	0	1	0	1	0	0	1	RAR	2013	01/06/2018	31/05/2025	HB	Benzothiazinone	B3	B
Benthiavalicarb-isopropyl	1	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2017	01/08/2008	31/07/2022	FU	Carbamate	C1	C
Benzoic acid	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2015	01/09/2017	31/08/2032	BA, FU, OT	Aromatic carboxylic acid	L1	L
Benzovindiflupyr	0	1	1	0	1	0	0	1	DAR	2014	02/03/2016	02/03/2023	FU	Amide	A2	A

Table_S1: List of the analyzed active substances, related results of the query and characteristics of their assessment reports

	R script output							Report(s) characteristics			Approval status		Active substance characteristics			
Active_substance	Structure-Activity	TK	TKTD	Population	SSD	Community	Mixture	Report_number	Report_type	Report_year	Approval_start*	Approval_end*	Substance_category*	Substance_group**	MoA_1***	MoA_2***
Beta-cyfluthrin	0	1	0	0	1	0	0	1	RAR	2017	-	-	IN	Pyrethroid	N2	N
Beta-cypermethrin	0	0	0	0	1	0	0	1	DAR	2013	-	-	IN	Pyrethroid	N2	N
Bifenazate	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2016	01/12/2005	31/07/2022	AC	Hydrazine carboxylate	A3	A
Bixafen	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2011	01/10/2013	31/05/2025	FU	Pyrazolium	A2	A
Blood meal	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/04/2021	31/03/2036	RE	Unclassified	NA	NA
Boscalid	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/08/2008	31/07/2022	FU	Carboxamide	A2	A
Bromoxynil	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2016	-	-	HB	Hydroxybenzonitrile	B3	B
Bromuconazole	1	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2013	01/02/2011	31/01/2024	FU	Triazole	E2	E
Calcium carbonate	1	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/09/2009	31/08/2022	RE, HB, FU	Inorganic compound	W	W
Candida oleophila	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2011	01/10/2013	31/12/2024	FU	Micro-organism derived	YM	Y
Captan	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2017	01/10/2007	31/07/2022	FU	Phthalimide	H3	H
Carbon dioxide	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2019	01/09/2009	31/08/2022	IN, RO	Inorganic compound	NA	NA
Carfentrazone-ethyl	1	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2015	01/08/2018	31/07/2033	HB	Triazolone	H3	H
Carvone	0	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2017	01/08/2019	31/07/2034	PG	Plant derived	NA	NA
Cerevisane	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	23/04/2015	23/04/2030	EL	Micro-organism derived	S4-S9	S
Chlormequat	0	1	0	0	1	0	0	1	DAR	2014	01/12/2009	30/11/2021	PG	Quarternary ammonium compound	NA	NA
Chloropicrin	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2017	-	-	NE	Unclassified	W1-W17	W
Chlorothalonil	0	1	0	0	1	0	0	1	RAR	2016	-	-	FU	Chloronitrile	W1-W18	W
Chlorpropham	1	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2016	-	-	HB, PG	Carbamate	K2	K
Chlorpyrifos	0	1	1	0	1	0	0	1	RAR	2017	01/07/2006	16/01/2020	AC, IN	Organophosphate	N5	N
Chlorpyrifos-methyl	0	1	1	0	1	0	0	1	RAR	2017	01/07/2006	16/01/2020	AC, IN	Organophosphate	N5	N
Chromafenozide	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2012	01/04/2015	31/03/2025	IN	Diacylhydrazine	L7	L
Clodinafop	1	1	0	0	0	0	0	1	RAR	2017	01/02/2007	30/04/2022	HB	Aryloxyphenoxypropionate	D1	D
Clofentezine	1	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2018	01/01/2009	31/12/2021	AC	Tetrazine	C3	C
Clomazone	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2018	01/11/2008	31/10/2021	HB	Isoxazolidinone	C6	C
Clopyralid	0	0	0	0	1	0	0	1	RAR	2017	01/05/2007	30/04/2022	HB	Pyridine	L1	L
Coniothyrium minitans CON M 9108	1	0	0	0	0	0	0	1	RAR	2015	01/08/2017	31/07/2032	FU	Micro-organism derived	YM	Y
Copper compounds	1	0	0	0	1	0	0	2	DAR, RAR	2012, 2016	01/01/2019	31/12/2025	FU	Inorganic compound	W1-W18	W
COS-OGA	0	0	0	0	0	0	0	1	DAR	2013	22/04/2015	22/04/2030	EL	Animal derived	S4-S9	S

Annex - Table S2

Table_S2: Synthesis of the keywords used in the query

Models	Keywords
Structure-Activity	QSAR, QSPR, QSTR, QAAR*, QSAAR*, read across, read-across
TK	body burden (BB)*, body burden modelling, first order, SFO, FOMC, DFOP, one-compartment, one compartment, 2 compartment, 2-compartment, two-compartment, two compartment, 3 compartment*, 3-compartment*, three-compartment*, three compartment, 4 compartment*, 4-compartment*, four-compartment, four compartment*, 5 compartment model*, 5-compartment model*, five compartment model*, five-compartment model*, multi-compartment model*, multi compartment model*, multicompartment model, PBPK*, PBTK*, physiological-based models*, energetics-based models*, energetics models*
TKTD	toxicokinetic-toxicodynamic, TKTD, TK-TD*, Dynamic Energy Budget, DEBtox, GUTS, General Unified Threshold Model of Survival
Population	IBM, individual-based model*, individual based model, agent-based model*, agent based model, ABM*, SpringSim, unstructured*, scalar*, matrix*, ALMaSS*, beehave*
SSD	HC5, hazardous concentration, species sensitivity distribution, SSD
Community	food web model, food chain model
Mixture	concentration addition, independent action

* means that the keyword was not found in assessment reports or that it was found but all the

QSAR: Quantitative Structure-Activity Relationship, QSPR: Quantitative Structure-Property Relationship, QSTR: Quantitative Structure-Toxicity Relationship, QAAR: Quantitative Activity-Activity Relationship, QSAAR: Quantitative Structure Activity-Activity Relationship, TK: ToxicoKinetics, SFO: Single First Order, FOMC: First Order Multi-Compartment, DFOP: Double First-Order in Parallel, TKTD: ToxicoKinetics-ToxicoDynamic, BB: Body Burden, DEBtox: Dynamic Energy Budget applied to ecotoxicology, GUTS: General Unified Thresholds model of Survival, PBPK: Physiological Based-PharmacoKinetic, IBM: Individual-Based Model, ABM: Agent-Based Model, ALMaSS: Animal, Landscape and Man Simulation System, SSD: Species Sensitivity Distribution, HC5: Hazardous Concentration for 5% of the species.

Table_S3: Synthesis of RMS conclusion regarding TKTD, population and community models

Active_substance	Model	Conclusion	Reasons	Comments
Alpha-Cypermethrin	TKTD	Acceptable	-	-
Bentazone	TKTD	Acceptable	-	-
Benzovindiflupyr	TKTD	Acceptable	-	-
Chlorpyrifos	TKTD	Acceptable	-	Results representative only for the parameterised species
Chlorpyrifos-methyl	TKTD	Acceptable	-	Results representative only for the parameterised species
Metsulfuron-methyl	TKTD	Acceptable	-	-
Propanil	TKTD	NA	-	-
Propiconazole	TKTD	Acceptable	-	-
Alpha-Cypermethrin	Population model	Acceptable	-	-
Propineb	Population model	Acceptable	-	-
Propanil	Population model	NA	-	-
Oxamyl	Population model	Doubtful reliability	Input data; uncertainty	-
Esfenvalerate	Community model	Acceptable	-	Metabolite information required
Fenpyroximate	Community model	Acceptable	-	-
Metaflumizone	Community model	Acceptable	-	-
Milbemectin	Community model	Model not submitted but required	-	-
Quinoxyfen	Community model	As supplemental information; issue about reliability	-	-

Chapitre 15

Encadrement réglementaire de l'évaluation des risques et des impacts des produits phytopharmaceutiques

Auteurs : **Carole Barthélémy**, **Philippe Berny**, **Eve Bureau-Point**, **Marie-France Corio-Costet**, **Isabelle Doussan** (coordinatrice), **Floriane Larras** (chargée de mission)

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Pilote référent : Laure Mamy

Sommaire

1. Éléments de contexte concernant la réglementation des produits phytopharmaceutiques (PPP) 987

2. Cadrage scientifique 988

2.1. Cadrage scientifique en sciences humaines et sociales 988

2.2. Cadrage scientifique en écotoxicologie 990

3. Ressources bibliographiques 991

3.1. Sciences sociales 991

3.2. Droit 991

3.3. Écotoxicologie 992

4. Analyse de la littérature sélectionnée 992

4.1. Fonctionnement de la réglementation PPP aux échelles européenne et française 993

4.1.1. Procédures et méthodes d'évaluation 993

4.1.2. Une prise en compte partielle de la biodiversité et des services écosystémiques 1001

4.1.3. Conclusion 1004

4.2. Critique de la fabrique de l'évaluation des risques 1004
4.2.1. Critiques méthodologiques 1004
4.2.2. Critiques relatives à une non prise en compte de la systématicité des interactions entre PPP et biodiversité 1007
4.2.3. Production des savoirs *versus* production de l'ignorance 1011
4.2.4. Les contestations 1019
4.3. L'identification de voies d'amélioration 1023
4.3.1. Travaux traitant des bases scientifiques de l'évaluation 1023
4.3.2. Travaux traitant du cadre réglementaire 1026

5. Conclusion générale 1030
Acquis scientifiques 1031
Points en débat 1032
Incertitudes 1032
Questions peu abordées 1032

Références bibliographiques 1033

Dans ce chapitre, nous avons procédé à l'analyse d'une bibliographie couvrant plusieurs champs disciplinaires – SHS et écotoxicologie – et traitant de la réglementation applicable aux produits phytopharmaceutiques[1] (PPP) dans l'UE et plus particulièrement en France. Les questions auxquelles nous devions répondre concernaient l'état des lieux des processus d'évaluation et de mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et de leurs différents composants, dont les substances actives, ainsi que les conditions de leur suivi (phytopharmacovigilance). Il s'agissait de savoir comment la littérature scientifique analyse ces processus d'évaluation au regard des effets constatés de ces substances et produits, mais aussi de l'état des connaissances scientifiques disponibles, la question des rapports entre la science réglementaire et la science académique étant l'un des points traités par cette littérature.

1. Éléments de contexte concernant la réglementation des produits phytopharmaceutiques (PPP)

La réglementation en matière de PPP, et principalement le règlement (CE) No 1107/2009 du 21 octobre (Parlement européen, 2009b), a fait l'objet de critiques émanant de la littérature scientifique mais aussi d'institutions publiques, nationales et européennes, et de recours contentieux. Certaines de ces critiques et recours ont conduit à des modifications des règles applicables.

Il s'agit notamment de l'évaluation de deux des règlements relatifs aux produits phytopharmaceutiques, le règlement No 1107/2009 concernant leur mise sur le marché et le règlement (CE) No 396/2005 (Parlement européen, 2005) concernant les limites maximales applicables aux résidus de pesticides présents dans ou sur les denrées alimentaires[2]. Cette évaluation a été réalisée dans le cadre du programme REFIT pour *Regulatory Fitness and Performance programme*, de la Commission européenne[3]. A la même période, l'initiative citoyenne européenne « Interdire le glyphosate et protéger la population et l'environnement contre les pesticides toxiques », déposée en octobre 2017, a fait l'objet d'une communication en réponse de la Commission européenne (C(2017) 8414 final) (Leonelli, 2018). C'est dans ce contexte qu'a été adopté le règlement (UE) No 2019/1381 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, qui modifie, entre autres, le règlement (CE) No 1107/2009 (Jamay, 2020).

Il faut également signaler l'activité contentieuse croissante depuis quelques années, dans le domaine des produits phytopharmaceutiques. Plusieurs décisions marquantes ont pour origine plus ou moins directe le glyphosate (Paskalev, 2020), mais aussi des néonicotinoïdes (Grimonprez et Bouchema, 2021). On pourra également citer ici l'entreprise Monsanto qui a abondamment fourni l'actualité judiciaire internationale, et a donné lieu à l'affaire des « Monsanto papers » et à l'institution d'un « tribunal » citoyen (Le Bris, 2017). L'activité contentieuse concerne notamment le droit à l'information en matière de pesticides[4], la conformité du règlement (CE) No 1107/2009 au

[1]Les termes de produits phytopharmaceutiques sont les termes désignant les produits ciblés par l'ESCo. Pour rendre compte de la bibliographie à leur sujet, nous avons utilisé, outre ces termes, le sigle PPP, les termes de produits phytosanitaires ou encore de pesticides. Pour ce dernier terme, son emploi dans la littérature en sciences sociales est privilégié. Les auteurs explicitent rarement dans leur article ce choix mais cet usage semble s'être imposé. Différents arguments peuvent être avancés : les chercheurs s'intéressent à la toxicité des produits et au fait qu'ils « tuent » plus qu'ils ne « soignent » les plantes, donc l'usage du terme de « pesticide » paraît plus logique. A l'inverse, le terme « phytopharmaceutique » est issu du secteur industriel et véhicule une vision positive des produits en mettant en avant la dimension « soins » et « protection ».

[2] Les résultats de cette étude ont été publiés en octobre 2018 : European Commission European Commission; Directorate General for Health and Fodd Safety; ECORYS, 2018. *Study supporting the REFIT Evaluation of the EU legislation on plant protection products and pesticides residues (Regulation (EC) No 1107/2009 and Regulation (EC) No 396/2005). Final report*: Publications Office, 336 p. https://data.europa.eu/doi/10.2875/863905

[3] REFIT - Evaluation of the EU legislation on plant protection products and pesticides residues : https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/refit_en [Consulté le 4 mars 2022]

[4]CJUE, 23 nov. 2016, aff. C-442/14 et C-673/13 : JurisData n° 2016-027449 ; JCP A 2016, act. 924. Thevenot, G., 2017. Le droit d'accès à l'information environnementale consacré par la CJUE. *Droit de l'environnement*, n°253: 67-70.

principe de précaution[5], ou encore la condamnation en 2016 de la Commission qui n'a pas adopté les critères de définition des perturbateurs endocriniens. Au niveau national français, on peut également observer que le contentieux devant les tribunaux administratifs est en nette augmentation depuis 2016, et concerne des demandes d'annulations d'autorisations de mise sur le marché (AMM).

Compte tenu de cette actualité assez chargée dans le domaine juridique des PPP, certains des travaux cités dans ce chapitre concernent des aspects de la réglementation qui ont été modifiés depuis. Nous nous sommes efforcés d'en tenir compte aussi fidèlement que possible.

Le cadre réglementaire étudié dans la littérature entrant dans le champ de l'expertise. Les procédures d'évaluation et d'autorisation spécifiques aux PPP et à leurs composants sont complétées en pratique par les règles visant la protection des milieux naturels et de la biodiversité (droit de l'eau, droit des espèces et espaces protégés par ex.), lesquelles peuvent fixer des conditions d'emploi plus strictes, voire des interdictions, des PPP, à l'instar d'autres activités et produits potentiellement nuisibles pour l'environnement et la biodiversité. Il s'agit là des deux approches classiques en droit de l'environnement, l'une qui réglemente les produits et activités en raison des risques qu'ils peuvent présenter[6], tandis que l'autre a pour objet la protection de certains milieux et de la biodiversité. Dans le cadre de la présente expertise, seule la littérature scientifique relative à la réglementation propre aux PPP, à savoir les règles fixant les conditions d'approbation et d'AMM et en particulier celles présidant à l'évaluation de ces produits, a été étudiée. L'intégration de la littérature propre aux autres règles du droit de l'environnement susceptibles de concerner les PPP, comme le droit de l'eau par exemple, aurait en effet beaucoup trop élargi le champ couvert, dans les délais qui nous étaient impartis, en particulier en sciences humaines et sociales, dans la mesure où les acteurs impliqués et les procédures constituent, pour la majorité des auteurs, des objets de recherche très différents[7]. De plus, nous n'avons pas pu intégrer non plus dans notre champ d'étude la littérature relative aux pratiques des utilisateurs de PPP et en particulier dans le milieu agricole. Il n'en demeure pas moins que l'analyse croisée des outils de contrôle de la mise sur le marché des substances et PPP avec celles des mesures de gestion de leur usage présente un réel intérêt en ce qu'elle permet de mieux éclairer l'organisation de la prise de risque – question éminemment politique –, par les pouvoirs publics et les acteurs privés (Noiville, 2003; Leonelli, 2018).

2. Cadrage scientifique

La spécificité de ce chapitre est d'articuler des références émanant de deux domaines scientifiques : les sciences humaines et sociales, dont le droit, et l'écotoxicologie. Pour chacun de ces domaines, il est nécessaire de spécifier l'état de la littérature scientifique au sujet de la réglementation des PPP dans leurs effets sur la biodiversité.

2.1. Cadrage scientifique en sciences humaines et sociales

Hors du domaine du droit (voir infra), peu de littérature scientifique existe concernant spécifiquement les effets des pesticides sur la biodiversité dans les domaines de la sociologie, l'ethnologie, l'anthropologie, l'histoire, la

[5]CJUE, 1er oct. 2019, aff. C-616/17. JurisData n° 2019-019515.

[6] On notera toutefois que le champ d'application de la réglementation des PPP n'est pas déterminé selon les risques qu'ils présentent (comme la réglementation des OGM ou des ICPE par ex), mais en raison de leur destination (la protection des végétaux) comme pour les médicaments par exemple.

[7] Par exemple, pour une étude portant sur la directive cadre sur l'eau et la directive 91/414 alors applicable à la mise en marché des PPP, voir Van Rijswick et Vogelezang-Stoute van Rijswick, M.; Vogelezang-Stoute, E., 2008. The influence of environmental quality standards and the river basin approach taken in the Water Framework Directive on the Authorisation of Plant Protection Products. *European Energy and Environmental Law Review*, 17 (2). https://dspace.library.uu.nl/bitstream/handle/1874/385696/Influence_of_Environmental_Quality.pdf?sequence=1

philosophie, la géographie et la science politique[8]. La santé humaine occupe l'essentiel des études. Lamine *et al*. (2010) soulignaient déjà, en 2010, que la plupart des travaux en sciences humaines et sociales sur les pesticides traitaient essentiellement des enjeux sociaux de l'usage des pesticides (en particulier la mise en invisibilité sociale des risques pour la santé des travailleurs agricoles, notamment des travailleurs étrangers). Cependant, ces travaux majoritairement axés sur la santé humaine sont pertinents à prendre en compte dans le cadre de la présente expertise. En effet, les processus qu'ils décrivent sont, dans la plupart des cas et dans une certaine mesure, transposables à ce qui se passe au sujet de la santé des écosystèmes, notamment dans le cadre de la règlementation des pesticides, objet central des réflexions de la présente expertise. Les articles sélectionnés sont donc centrés sur la réglementation des pesticides, en lien avec la biodiversité et/ou la santé humaine. Les pratiques des utilisateurs (agriculteurs, jardiniers amateurs ou professionnels…) n'ont pas été prises en compte dans le cadre des transitions agro-écologiques.

La littérature en sciences sociales sur la réglementation des pesticides dans le contexte de la santé humaine se focalise sur les manières de mesurer et consigner les risques, et les manières de les rendre compatibles avec certains usages. Ces processus ne résultent pas d'une relation « mécanique » entre des experts et les applicateurs, mais d'interactions multiples qui mettent en relation de nombreux acteurs soumis à de multiples contraintes économiques, politiques, sociales, administratives et scientifiques.

Ces articles sont majoritairement rédigés par des sociologues et des politologues et dans une moindre mesure, des historiens, des géographes, des juristes (*cf*. infra plus spécifiquement) et des anthropologues. Ils s'intéressent majoritairement aux processus qui relient l'expertise en termes de toxicologie (effets des pesticides sur la santé et la biodiversité) et la réglementation (édiction de normes d'usage, d'interdiction…) dans l'Union Européenne et en comparaison avec les pays d'Amérique du Nord, essentiellement les USA et le Canada[9]. Ils s'intéressent à la fois à ces processus dans leurs contenus (quels types de savoirs sont produits, comment ils sont ensuite régulés) et aux acteurs qui produisent ces contenus (experts, membres des administrations et des agences, utilisateurs, acteurs mobilisés).

Ils relèvent des cadres théoriques suivants : i) une approche critique qui s'oriente, d'une part, sur la mise en évidence des rapports de force inégalitaires qui placent la santé humaine et environnementale au second plan par rapport aux enjeux économiques et, d'autre part, sur l'enrôlement de l'appareil administratif dans ces rapports de force laissant dans l'invisibilité certaines données scientifiques dans le cadre actuellement très prolixe des STS (*Science and Technology Sciences*) ; ii) une approche en termes de justice environnementale dévoilant les inégalités d'exposition ou d'utilisation des pesticides ; iii) une approche centrée sur l'analyse des systèmes socio-écologiques et assemblages humains et non humains, incluant le sol, l'eau et d'autres composantes de la biodiversité.

Enfin, il est intéressant de noter que deux pesticides, ou catégorie de pesticides, occupent une place privilégiée dans les analyses sociologiques, en lien avec les mobilisations citoyennes et politiques que leurs utilisations et interdictions potentielles ont suscité : les néonicotinoïdes et le glyphosate. Ces travaux sur les abeilles et/ou pollinisateurs d'un côté, les végétaux de l'autre, accordent ainsi une part somme toute congrue à la biodiversité affectée par l'usage des pesticides (renvoyant à la très faible littérature en SHS sur pesticides et biodiversité).

Concernant la littérature juridique, on observe une extension des domaines où les données et expertises scientifiques sont très sollicitées, et les pesticides en sont un très bon exemple. Les auteurs étudiant le rapport entre les sciences et le droit arrivent aux pesticides par cet angle (ces mêmes études peuvent aussi concerner les

[8] La recherche bibliographique par mots clés nous a amené à identifier des écrits en sciences sociales issus de ces différentes disciplines. Cela ne représente pas l'ensemble des sciences sociales. Notamment, les travaux d'économie qui font également partie des sciences sociales ont été peu pris en compte dans cette partie. Ils le sont davantage dans la partie de cette expertise relative aux services écosystémiques.

[9] Voir toutefois Lambert et Knowles Lambert, E.; Knowles, S., 2018. Special issue editorial: Regulation of pesticides in five national contexts: the need for a paradigm shift from causation to caution. *Environmental and Planning Law Journal*, 35 (4): 359-363. pour des études relatives à l'Australie, Singapore, Philippines et Nouvelle Zélande.

ondes électromagnétiques, ou les organismes génétiquement modifiés (OGM) par exemple). Autrement dit, ce sont des auteurs qui ne sont pas nécessairement identifiés comme spécialisés en droit de l'environnement et encore moins spécialisés en droit agricole. Il s'agit plutôt d'auteurs travaillant sur le droit des risques ou en droit des affaires ou spécialisés sur les questions entre les sciences et le droit et qui travaillent également sur les questions de bioéthique. Le thème général de l'évaluation des risques et plus spécifiquement la prise en compte des expertises, des données scientifiques par le droit est donc très largement dominant dans les travaux de juristes relatifs aux pesticides. C'est le cas, par exemple, de la question de l'accès à l'information qui peut être considéré comme une question distincte, or ce sujet est traité, en ce qui concerne les PPP, à propos d'affaires contentieuses où les requérants demandent l'accès à des données scientifiques qui avaient été classées comme relevant du secret industriel.

De nombreuses études font une analyse très critique de la réglementation (cette approche est toutefois très courante, en particulier dans les matières où le droit a une finalité protectrice, comme le droit de l'environnement ou le droit du travail par exemple). Sont notamment pointés, la grande complexité de la réglementation principalement due à l'entrecroisement de règles très techniques concernant par exemple les conditions d'évaluation des PPP avec des règles de police administrative, par nature rigides, comme leur AMM, ainsi que le manque de transparence des conditions d'élaboration de ces normes techniques et de leur application. On notera à ce propos qu'une bonne connaissance de l'ensemble de cette réglementation demandant un investissement significatif, les juristes spécialistes de la matière sont assez peu nombreux. Les critiques portent également sur l'écart entre les objectifs affichés par le règlement No 1107/2009 (Parlement européen, 2009b) fixant les conditions d'AMM des PPP (pour rappel un PPP ne peut être mis sur le marché que s'il ne présente pas d'effet nocif immédiat ou différé sur la santé humaine, et aucun effet inacceptable sur l'environnement, dont la biodiversité) et les effets constatés de ces produits.

Enfin, il faut également noter qu'un très grand nombre d'auteurs, comme dans le cadre des études sociologiques, analysent le glyphosate comme un élément déclenchant majeur dans le domaine du droit : « Créé en tant que formule chimique, le glyphosate s'est transformé en un catalyseur dans le domaine socio-juridique » (Arcuri et Hendlin, 2019). Dans le même sens, Robinson *et al.* (2020) notent que le cas du glyphosate a révélé que les lacunes dans la mise en œuvre de la réglementation de l'UE sur les pesticides sont systémiques et ne sont donc pas des erreurs ou des abus isolés. De fait, le glyphosate a donné lieu à un grand nombre d'actions en justice diverses notamment aux Etats-Unis et dans l'Union Européenne, ce qui par conséquent a entraîné des publications dans le domaine du droit qui commentent ces décisions.

2.2. Cadrage scientifique en écotoxicologie

Un grand nombre d'articles relevant de l'écotoxicologie concerne des « opinion papers » et de nouveaux règlements de l'Union Européenne. Généralement, à la suite de la parution d'un avis, d'un nouveau règlement ou d'une expertise scientifique mandatée au niveau européen, un grand nombre de publications alimente une controverse ou critique les publications européennes, essentiellement sur des lacunes réglementaires. Parmi ces dernières, plusieurs auteurs font des propositions pour améliorer la réglementation (outils ou méthodes plus appropriées, selon eux) pour l'évaluation des risques écotoxicologiques. Les propositions faites sont plutôt consensuelles parmi les auteurs, certaines sont très constructives (Topping *et al.*, 2020) et proposent une validation d'outils et de méthodes pour des approches plus holistiques et réalistes (Mougin *et al.*, 2018 ; Mohring *et al.*, 2020, Levine, 2018). Parmi les écrits, si certains auteurs (industriels) se plaignent d'une réglementation trop drastique, d'autres critiquent cette même réglementation comme trop laxiste, mais la plupart font des propositions.

3. Ressources bibliographiques

3.1. Sciences sociales

Une base de données spécialisée dans les publications francophones en sciences humaines et sociales (Cairn) a été ajoutée aux bases de données (Wos et Scopus) partagées avec les autres disciplines du groupe de travail. Les mots-clés suivants ont été utilisés en français et en anglais : pesticides – biodiversité – sociologie – anthropologie – sciences politiques – Political Ecology – loi – conflits – pouvoir – régulation – sciences règlementaires – mise sur le marché – AMM.

Quatre-cent-trois références ont été extraites de ces trois bases de données : 98 pour Cairn, 101 pour Wos, 204 pour Scopus. Trois-cent-quatre-vingt-dix références ont été sélectionnées dans d'autres bases de données. Sur 793 références, 94 ont été sélectionnées et lues : 21 sur 98 pour Cairn, 41 sur 101 pour Wos, 26 sur 204 dans Scopus, 6 pour 390 dans les autres bases de données ou plateformes éditoriales (Cairn, Springer et Sage). Enfin, des références ont été ajoutées par agrégation de bibliographie (11). Cette centaine de références se répartit entre deux thématiques : la première concerne les rapports entre science, réglementation et politiques publiques au sujet des effets des pesticides sur la santé et, de manière moindre, la biodiversité. Une seconde thématique concerne les dynamiques de régulation relevant des acteurs sociaux (autres que les acteurs scientifiques, institutionnels et politiques) : étude des représentations sociales des individus ; connaissances et pratiques des agriculteurs ; mobilisations quant aux problèmes de santé des travailleurs. Au vu de la problématique de notre groupe de travail orientée vers la réglementation, seuls les articles relevant du premier thème ont été conservés, soit 40 articles, l'ensemble des articles ayant été lus (dont 62 non cités).

3.2. Droit

Comme pour les sciences sociales, la base de données Cairn a été ajoutée aux bases de données Wos et Scopus. Pour Wos, l'affinage s'est fait par la catégorie « law ». Des recherches dans des bases de données spécialisées en littérature juridique ont dû être ajoutées : Doctrinal + (qui donne accès à plus de 300 revues françaises et internationales couvrant le droit français et de l'UE) ; Westlaw Next (base de données juridique américaine en droit international, étranger et du Commonwealth) et Westlaw UK (qui donne accès à une centaine de revues de grands éditeurs anglais). Il est à noter que l'accès n'a pas été possible pour certaines revues étrangères (payantes uniquement et aucun abonnement disponible) ; c'est le cas notamment de *l'European Journal of Risk Regulation*, où plusieurs références avaient été repérées.

Concernant les requêtes dans les bases de données généralistes, les mots-clés utilisés étaient les mêmes qu'en sciences sociales. Dans les bases de données spécialisées en droit, les requêtes étaient davantage ciblées. Le principal mot-clé (en français et anglais) était « produit phytopharmaceutique », seul ou combiné avec « autorisation », « mise sur le marché », « diversité biologique », « biodiversité ».

Les requêtes sur Wos category Law ont permis d'extraire 77 références dont 14 ont été retenues ; Doctrinal + : 149 références, une dizaine retenue. Les 2 bases de données Westlaw : 69 références dont certaines où l'accès n'a pas pu être possible, une dizaine retenue.

La majorité des publications sont des analyses et commentaires de jurisprudence. Les publications non retenues étaient trop générales (par exemple sur le principe de précaution), ou trop axées « santé humaine » (par exemple traitant des maladies professionnelles) ; pour le plus grand nombre, elles ont été écartées parce que considérées comme trop éloignées de notre sujet (par exemple les questions de droit de propriété industrielle, de commerce parallèle, les conflits de compétences en France entre les maires et les préfets à propos des conditions d'usage des PPP).

Au cours de l'expertise, quelques références (moins de 10) ont été ajoutées, en plus de celles extraites des bases de données.

Les publications retenues peuvent être classées entre deux grandes catégories, la première étant plus fournie que la seconde. En premier lieu, celles concernant les rapports entre science et droit et qui portent principalement sur la prise en compte des incertitudes scientifiques dans la décision publique, ainsi que sur le droit d'accès du public aux données scientifiques. Dans ce groupe, les commentaires de jurisprudence sont les plus nombreux et traitent donc du rôle du juge dans son action de contrôle des autorités publiques sur ces questions. Certaines de ces publications ne concernent pas que les PPP mais s'intéressent aussi à la régulation d'autres risques technologiques ou industriels (comme les ondes électromagnétiques par ex.). Le second groupe est constitué des publications traitant plus spécifiquement de la réglementation des PPP et comprend des publications relatives au processus de production normatif (qui fait quoi dans l'élaboration des règles juridiques), ainsi qu'aux conditions d'application des règles relatives à la mise sur le marché des PPP.

Comme cela est mentionné plus haut, la recherche bibliographique a été centrée sur la réglementation des PPP, entendue comme les règles relatives à leur mise sur le marché, et plus particulièrement le règlement No 1107/2009 et ses textes d'application. N'ont donc pas été retenus des travaux en droit portant sur les différentes règles de protection des milieux (eau, espèces protégées et biodiversité notamment) et qui peuvent concerner les pollutions par les pesticides.

3.3. Écotoxicologie

A partir de différentes requêtes réalisées au début de la présente expertise avec des mots-clés, 894 références bibliographiques parues dans des revues à comité de lecture et citées dans le Web of science (Wos) ont été sélectionnées abordant la réglementation européenne et internationale. Une forte augmentation du nombre de publications apparait à partir de 2009, liée certainement à l'adoption du règlement No 1107/2009. Un corpus large de 183 articles a été sélectionné à partir des titres, résumés et mots-clés. Les termes de recherche comprenaient notamment les thématiques « environmental risk assessment », « model », « regulation », « marketing authorization ». Parmi ce corpus, plusieurs écrits ont été écartés car trop anciens (avant 2009), la réglementation ayant beaucoup évolué entre 2009 et 2020, et quelques autres étaient centrés sur la santé humaine (donc hors de notre sujet). Cependant, si 88 articles ont été considérés comme totalement dans la thématique de l'expertise, la totalité du corpus (183) a été examiné. Les articles sélectionnés sont très majoritairement (80%) des revues. Une majorité d'articles s'intéresse aux écosystèmes aquatiques et terrestres (vertébrés ~33%, invertébrés ~36%, végétaux ~4%). Pour la plupart (65%), les articles s'intéressent au contexte réglementaire européen, mais 10% portent sur des réglementations nord-américaines. En complément, quelques articles ont été ajoutés au corpus, essentiellement parus fin 2020 et début 2021. *In fine*, environ 50% des articles commentés proviennent de recherches plus récentes et plus ciblées. Quelques documents issus de rapports publiés en ligne à la demande des autorités nationales ou européennes (Commission Européenne, Anses, Sénat, par ex.) ont également été inclus.

4. Analyse de la littérature sélectionnée

L'enjeu de notre groupe de travail était de croiser trois domaines disciplinaires engagés de manière différente dans l'étude de la réglementation : les sciences sociales, le droit et l'écotoxicologie. Afin de présenter nos différents corpus, nous avons choisi trois grands axes : 1) un descriptif analytique et critique du fonctionnement et des acteurs impliqués dans les processus de contrôle des substances et produits, 2) la critique de la fabrique de l'évaluation des risques sanitaires et environnementaux qui leur sont liés, et enfin 3) les perspectives et pistes proposées pour répondre aux limites précédemment exposées.

4.1. Fonctionnement de la réglementation PPP aux échelles européenne et française

4.1.1. Procédures et méthodes d'évaluation

Cadre réglementaire : rappel

Les produits phytopharmaceutiques sont des préparations qui contiennent une ou plusieurs substances actives (SA), qui sont destinées à protéger les produits végétaux contre les bioagresseurs (insecticides, acaricides, molluscicides, nématicides, fongicides, bactéricides, herbicides, vertébrés/gibiers), à exercer une action sur des processus végétaux (régulateurs de croissance), ou à assurer la conservation des produits végétaux. Tout produit destiné à l'un de ses usages (*cf*. Règlement (CE) No 1107/2009, art. 2) doit bénéficier d'une AMM, laquelle se déroule en deux phases.

Approbation des substances

En premier lieu, les substances actives, ainsi que les autres composants des PPP, à savoir les phytoprotecteurs, chargés d'annihiler ou réduire les effets phytotoxiques sur certaines plantes, et les synergistes, utilisés pour renforcer les effets des substances actives, doivent être approuvés au niveau de l'UE[10]. Les critères d'approbation des substances actives et des différents composants des produits sont fixés par le règlement (CE) No 1107/2009[11]. Ne sont ainsi approuvés que les substances actives et les différents composants dont l'évaluation a démontré qu'ils ne présentent pas, dans des conditions normales d'utilisation, d'effet nocif sur la santé humaine, direct ou indirect (par l'intermédiaire de l'eau de consommation par exemple), ou d'effet « inacceptable » sur l'environnement, en particulier quant à leur devenir et leur dissémination. Si tel est le cas, l'évaluation de ces substances doit en outre démontrer qu'elles présentent une « efficacité suffisante ». Schématiquement, la demande transmise à l'EFSA est déposée par le producteur auprès d'un Etat de l'UE (dit Etat membre rapporteur) qui réalise l'évaluation. L'Autorité européenne de sécurité des aliments (EFSA selon l'acronyme anglais) à qui est transmis un projet de rapport d'évaluation, est chargée d'adopter des conclusions dans lesquelles elle précise si la substance active est susceptible de satisfaire aux critères d'approbation. La décision d'approbation (ou non) relève de la Commission européenne et prend la forme d'un règlement d'exécution. Ces substances sont alors inscrites sur la liste des substances approuvées, annexée au règlement d'exécution No 540/2011 de la Commission du 25 mai 2011 (2011), portant application du règlement (CE) No 1107/2009. Cette liste comprend les substances réputées approuvées, c'est-à-dire les substances approuvées antérieurement à l'entrée en vigueur du règlement (CE) No 1107/2009 et inscrites à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil du 15 juillet 1991 (1991) concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques (partie A de l'annexe). Sont également distinguées les substances de base (partie C de l'annexe), les substances actives à faible risque (partie D de l'annexe) et enfin les substances actives dont on envisage la substitution (partie E de l'annexe). La liste comporte les indications permettant d'identifier la substance, sa date d'approbation et d'expiration, ainsi que des dispositions spécifiques relatives notamment aux usages autorisés. Dans le cas commun, la première approbation est valable pour une période n'excédant pas 10 ans. Elle est portée à 15 ans pour les substances dites à « faible risque » (ex. laminarine, phosphate ferrique, microorganismes) et l'approbation est illimitée pour les « substances de base ». À l'inverse, les substances dont on envisage la substitution peuvent être approuvées, mais pour une période n'excédant pas 7 ans. En cas de renouvellement, la durée est de 10 ans, sauf cas particuliers. Il en va ainsi, par exemple, des substances dont on envisage la substitution, pour lesquelles la durée de renouvellement ne peut pas dépasser 7 ans. Il est à noter que la décision d'approbation peut être réexaminée par la Commission à tout moment, compte

[10] Les coformulants sont également réglementés, mais font l'objet, à l'inverse, d'une liste de coformulants dits inacceptables *(Règl. 1107/2009, art. 27 et ann. III)*. Quant aux adjuvants, définis comme les substances ou préparations destinées à être mélangées par l'utilisateur avec un produit phytopharmaceutique et qui renforcent son efficacité ou d'autres propriétés pesticides, ils doivent bénéficier d'une autorisation de mise sur le marché, octroyée par l'État membre concerné *(Règl. 1107/2009, art. 58)*, laquelle aux termes de l'article R. 253-5, alinéa 3 du Code rural et de la pêche maritime ne peut excéder 10 ans.

[11] Art. 4 et ann. II Procédure et critères d'approbation des substances actives, phytoprotecteurs et synergistes.

tenu de l'état des connaissances scientifiques et techniques, s'il y a des raisons de penser que la substance ne satisfait plus aux critères d'approbation (Règlement (CE) No 1107/2009, art. 21).

Autorisation de mise sur le marché (AMM) des PPP

La procédure ainsi que les conditions d'autorisation des PPP sont également fixées par le règlement (CE) No 1107/2009 (art. 28 et s.). Le demandeur dépose son dossier auprès de chaque État membre dans lequel le produit phytopharmaceutique est destiné à être mis sur le marché. Pour la France, la demande d'autorisation doit être adressée à l'Anses, sauf en cas d'urgence phytosanitaire où elle est adressée au ministre chargé de l'Agriculture. La demande est examinée par l'État membre proposé par le demandeur, à moins qu'un autre État membre appartenant à la même zone[12] n'accepte de s'en charger (Règlement (CE) No 1107/2009, 21 oct. 2009, art. 35). La décision d'autoriser ou non relève donc de la compétence des États membres ; en France l'autorité compétente est l'Anses. Un PPP ne peut être autorisé que s'il remplit certaines conditions, dont le demandeur doit apporter la preuve : i) ses composants, dont les substances actives, doivent avoir été approuvés ; ii) il est « suffisamment efficace » ; iii) le produit ainsi que ses résidus n'ont pas d'effet nocif sur la santé humaine, ni d'effet « inacceptable » sur l'environnement. Ces conditions, d'efficacité et d'innocuité, doivent être satisfaites « dans des conditions d'application conformes aux bonnes pratiques phytosanitaire » et « dans des conditions réalistes d'utilisation ». L'AMM doit déterminer notamment les végétaux sur lesquels le PPP peut être utilisé, les fins d'une telle utilisation, ainsi que les conditions d'emploi nécessaires pour satisfaire aux conditions et prescriptions prévues par le règlement d'approbation des substances actives. Quant à la durée de l'autorisation du produit, elle est fixée en fonction de la durée de l'approbation des substances actives qui le composent.

De multiples processus d'évaluation

La réglementation européenne actuelle comporte plusieurs textes encadrant la mise sur le marché de substances chimiques ainsi que l'évaluation des risques associés. Plusieurs agences d'évaluation du risque coexistent de ce fait et assurent à la fois le développement des lignes directrices et documents guides, mais aussi l'analyse des risques de chaque dossier déposé. Ainsi, l'European Medicine Agency (EMA) a la charge de l'évaluation des risques des médicaments humains et vétérinaires, l'European Chemical Agency (ECHA) analyse le risque des substances chimiques au sens large (et des biocides pour les dossiers commerciaux), enfin l'European Food Safety Authority (EFSA) a la charge de l'évaluation des risques des denrées alimentaires ce qui inclut les produits de protection des plantes (produits phytopharmaceutiques et résidus). En ce qui concerne cette dernière, elle assure l'évaluation scientifique des substances actives, mais l'étude des produits formulés (ou produits commerciaux) est déclinée en zones géographiques (Nord, Centre et Sud Europe) et cette évaluation est confiée aux agences nationales comme l'Anses en France.

En application du règlement REACH (CE) No 1907/2006 (Parlement européen, 2006)[13], toute substance chimique doit être enregistrée pour être vendue. Une évaluation approfondie est exigée uniquement pour les substances jugées très préoccupantes (mutagène ou toxique pour la reproduction catégories 1 et 2, les substances persistantes, bioaccumulables et toxiques, les substances très persistantes et très bioaccumulables, ainsi que les perturbateurs endocriniens). Toutes ces substances font obligatoirement l'objet d'une procédure d'autorisation (Règlement (CE) No 1907/2006, art. 55 et s.). Selon l'usage prévu, une substance pourra donc faire l'objet d'évaluations du risque différentes. En ce qui concerne les PPP, les co-formulants sont évalués par l'ECHA selon des procédures et modèles qui sont différents de ceux de l'EFSA (Dobe *et al.*, 2017). Parfois, une même substance peut être évaluée par des agences différentes lorsque plusieurs usages, correspondant à des réglementations différentes, sont envisagés. Il n'est pas impossible que des conclusions différentes soient rendues, puisque les exigences réglementaires, les usages, les quantités émises ne sont pas les mêmes (l'exemple le plus frappant est

[12] Cette procédure est destinée à faciliter la libre circulation des PPP entre les États membres et alléger les procédures administratives. Trois zones géographiques ont été définies (Nord, Centre et Sud, la France étant située dans cette dernière) pour lesquelles les conditions agricoles, phytosanitaires et environnementales ont été jugées comparables.
[13] Ce règlement concerne l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques.

sans doute le cuivre qui était évalué selon des procédures différentes et avec des outils peu adaptés dans le cas de l'EFSA jusqu'à la révision récente et l'établissement de méthodologies comparables entre ECHA et EFSA) (EFSA Panel of the Plant Protection Products and their Residues *et al.*, 2021). C'est en partie pour limiter ces divergences et pour répondre à une demande du processus REFIT (*Regulatory Fitness and Performance programme*) de la Commission européenne sur la refonte de la législation sur les pesticides que l'EFSA a proposé de superviser globalement les évaluations et demandes d'autorisation de mise sur le marché pour les substances actives, les co-formulants et les produits de protection des plantes (European Food Safety Authority, 2018), ainsi que le recommande un groupe d'experts auprès de la Commission européenne (2018). Aujourd'hui, l'UE réfléchit à une démarche harmonisée du type « one substance one assessment » (voir plus bas) (van Dijk *et al.*, 2021).

Procédure et méthode d'évaluation dans le cadre du règlement PPP (CE) No 1107/2009

Comme cela a été rappelé plus haut, l'ensemble des produits phytopharmaceutiques utilisés est soumis à une autorisation de mise sur le marché (AMM) dans l'Union Européenne, dans le cadre du règlement (CE) No 1107/2009 et fait l'objet d'une évaluation issue d'un travail européen collectif qui approuve, ou pas, les substances actives et les produits phytopharmaceutiques. Les PPP sont évalués par un État membre de l'UE dans un contexte zonal avec consultation des autres États membres, et autorisés au niveau national. Les requis pour les substances actives et les produits phytopharmaceutiques, et les critères sont fixés par le règlement précédemment cité et ses règlements d'application (notamment Règlements (UE) No 283/2013 (Commission européenne, 2013a) et No 284/2013 (Commission européenne, 2013b) pour les requis). L'évaluation aborde :

- la caractérisation physico-chimique des produits,
- l'identification de dangers intrinsèques mais aussi des risques en prenant en compte le niveau d'exposition estimé dans le cadre des pratiques agricoles revendiquées,
- leur efficacité.

Pour l'évaluation des risques, trois catégories sont analysées : (1) les risques pour l'utilisateur, le travailleur, le passant/promeneur et les résidents, (2) les risques pour les consommateurs, et (3) les risques pour l'environnement et pour les organismes terrestres et aquatiques. C'est dans ce dernier cadre que sont aussi évalués les risques spécifiques liés aux cultures (phytoxicité, risque d'émergence et dispersion de la résistance des bioagresseurs aux produits).

Les AMM sont délivrées sur la base de preuves scientifiques par l'Anses. Pour une AMM au niveau français, la DAMM (Direction des AMM) vérifie la recevabilité administrative d'un dossier et le transmet à la DEPR (Direction de l'Évaluation des Produits Réglementés) qui, après recevabilité scientifique et instruction du dossier, le soumet à un Groupe de Répartition pour l'Examen des Dossiers (GRED) et aux Comités d'Experts Scientifiques spécialisés (CES)[14]. Après commentaires, finalisation, signature des conclusions, le dossier est transmis à la DAMM, qui instruit la décision.

Le rapport d'évaluation (« *registration report* » ou RR) est composé de 3 parties :

- Partie A : conclusion de l'évaluation qui reprend les usages nationaux et décision du rapporteur zonal pour la reconnaissance mutuelle,
- Partie B : rapport d'évaluation par section (dossier scientifique complet ou « *core dossier* »),
- Partie C : informations traitées de manière confidentielle conformément à l'article 63 du règlement (CE) No 1107/2009.

Ce rapport est soumis aux membres du CES pour commentaires et finalisé en rapport final (RR).

Le règlement (CE) No 1107/2009 marque la volonté de considérer la possibilité d'une reconnaissance mutuelle entre les États membres des AMM, ainsi que l'harmonisation des méthodes d'estimation de l'exposition environnementale aux produits phytopharmaceutiques comme des objectifs majeurs, en particulier l'utilisation de modèle

[14] GRED et CES sont composés de personnels de l'Anses et d'experts scientifiques extérieurs à l'agence avec dépôt de dpi et analyse des conflits et liens d'intérêts à chaque session.

commun (ex. FOCUS) et adapté, par exemple, pour le calcul des concentrations dans les eaux de surfaces (PEC) (Erlacher et Wang, 2011).

Les experts chargés du contrôle

Dans l'examen des dossiers des PPP, l'analyse est confiée à des experts au sein des agences (ou autorités compétentes), c'est-à-dire des personnels scientifiques qui vont se charger de l'examen des dossiers et de préparer le rapport d'évaluation des substances ou des PPP au niveau européen, zonal ou national. On pourrait parler d'experts internes en ce qui les concerne.

Un second groupe d'experts, participants aux CES, est constitué de scientifiques choisis *intuitu personnae* par l'Anses ou l'EFSA, selon des procédures faisant appel à l'expérience scientifique (publications, travaux antérieurs pour une agence, etc.), au domaine de qualification requis et, pour ce qui concerne le niveau européen, la nationalité, le genre, la maîtrise de l'anglais par exemple[15]. Dans une étape suivante, les candidats retenus doivent remplir une déclaration publique d'intérêt (DPI) qui sera publiée et consultable s'ils sont nommés. Il est généralement demandé aux experts de déclarer tout lien avec une entreprise ou groupe d'intérêt dans le domaine des PPP, notamment les liens financiers, y compris le financement des établissements par le biais de conventions de recherche et développement. Les relations extra-professionnelles (adhésion à des associations particulières) doivent également être déclarées. Les liens éventuels des proches (conjoints, enfants, parents) sont cités. Les experts sont civilement responsables de leur déclaration[16].

Il faut enfin noter que des difficultés croissantes à mobiliser et retenir des candidatures d'experts ont été relevées dans au moins deux rapports publics récents, ces difficultés faisant peser un risque sur la qualité et l'indépendance de l'expertise (Lavarde *et al.*, 2020). Il a ainsi été constaté que les experts étant, pour leur grande majorité, des chercheurs et des enseignants-chercheurs, l'absence ou la très faible reconnaissance institutionnelle de ces tâches par les universités et les organismes de recherche constitue un sérieux frein à leur mobilisation. S'ajoute à cela la multiplication des liens d'intérêts déclarés par les experts, du fait notamment de la baisse des financements publics, qui a pour conséquence le recours croissant à des fonds privés et la multiplication des partenariats avec des structures privées.

Suivi post-AMM

Le suivi post mise sur le marché, bien que mentionné dans le règlement (CE) No 1107/2009, n'a fait l'objet d'aucune recommandation particulière. Mis en place par l'ANSES, dans le cadre de la loi d'avenir pour l'agriculture de 2014, le dispositif de phytopharmacovigilance (PPV) (veille sanitaire)[17] a remplacé l'observatoire des résidus de pesticides (ORP), et a pour mission de détecter les effets indésirables des produits phytopharmaceutiques sur l'homme, les animaux d'élevage (dont l'abeille domestique) et sauvages, les écosystèmes dans leur intégralité (biodiversité, cultures, faune, flore, air, eau, sol) mais aussi les aliments et l'apparition de phénomènes de résistance aux produits phytopharmaceutiques. Ce dispositif français unique en Europe doit permettre, si nécessaire, l'adaptation des conditions d'emploi des PPP des produits actuellement commercialisés (ex. modification de l'AMM en réduisant les doses, en adaptant les conditions d'application, ou en retirant une AMM). Les différentes observations réalisées concernent des suivis épidémiologiques, des études d'imprégnation des populations, des mesures dans les milieux et des enquêtes de pratiques. À l'issue de l'analyse des données récoltées en conditions réelles d'utilisation, des mesures de gestion peuvent en découler (ex. pour la protection des personnes à proximité des zones traitées). Ce dispositif de phytopharmacovigilance est donc dynamique et évolutif. Il inclut la mise en place d'un réseau de partenaires gestionnaires de systèmes de surveillance ou vigilance, le recueil de signalements spontanés d'effets indésirables (obligatoire pour les acteurs professionnels), et des

[15] https://www.efsa.europa.eu/en/howwework/independentscience [Consulté le 04 mars 2022]
[16] https://www.efsa.europa.eu/fr/careers/selectionprocess [Consulté le 04 mars 2022]
[17] Dont les modalités de fonctionnement ont été spécifiées par un décret de 2016, codifié sous le titre Phytopharmacovigilance, aux articles R. 253-46-2 et s. du code rural et de la pêche maritime.

études permettant de consolider les données produites par les réseaux et/ou de développer des recherches approfondies sur les signalements (Volatier *et al.*, 2019). A titre d'exemple, dans le cadre du suivi de la résistance aux PPP, le partenaire officiel est le ministère de l'Agriculture mais, pour l'acquisition des données, de nombreux acteurs peuvent participer (DGAL, Anses, INRAE, Chambres d'agriculture, interprofessions, agriculteurs...), permettant d'obtenir une cartographie nationale de l'état de résistance des populations de bioagresseurs à un ou plusieurs PPP. Le dispositif s'occupe de la surveillance des milieux (eaux, air, sol, alimentation, imprégnation humaine et matrices apicoles), et des effets sur la santé animale et humaine, en plus de la résistance aux bioagresseurs. Pour chaque type de surveillance des partenaires sont privilégiés (ministères, groupement d'intérêt scientifique(GIS), différents services de l'État...).

Le dispositif de phytopharmacovigilance est basé sur l'adaptation des conditions d'AMM des produits actuellement commercialisés (ex. en réduisant les doses, en adaptant les conditions d'application, ou en retirant une AMM). Il faut enfin signaler que le titulaire d'une AMM a une obligation d'information, auprès des autorités compétentes, sur les effets « potentiellement nocifs ou inacceptables » du PPP et de ses composants ; il doit en outre leur communiquer chaque année toute information sur un manque d'efficacité, l'apparition d'une résistance et « tout effet inattendu sur les végétaux, les produits végétaux ou l'environnement » (art. 56 Règlement (CE) No 1107/2009). Actuellement, plusieurs axes prioritaires ont été définis par l'Anses : l'air ambiant, l'exposition et impact des PPP chez les professionnels agricoles, les abeilles et autres pollinisateurs et la biodiversité et les milieux (sol).

Si le monitoring au niveau des écosystèmes et les études sur la biodiversité des espèces non ciblées fait défaut, il existe néanmoins des études sur le suivi de la biodiversité des organismes ciblés (champignons, insectes, végétaux) par les PPP en particulier sur l'acquisition de la résistance à un ou plusieurs PPP, pouvant nécessiter des mesures de gestion et de réduction du nombre d'applications. Ces suivis sont généralement réalisés par des laboratoires académiques et privés. Une étude menée dans différents pays montre qu'il existe des complémentarités fonctionnelles entre les différents acteurs, où ils coexistent. Cependant, cette surveillance des effets non intentionnels (exemple : développement de la résistance) pourrait être améliorée si les acteurs visaient en priorité les phénomènes émergents et si les efforts collaboratifs et collectifs étaient plus importants et plus transparents (Barres *et al.*, 2021).

Encadré 15-1. *Application de la phytopharmacovigilance en France*

L'approbation d'une substance active en vue de sa mise sur le marché dans l'Union européenne passe par l'évaluation du risque pour la santé et l'environnement de l'utilisation de cette substance selon des conditions définies. En ce qui concerne l'environnement, les connaissances disponibles figurant dans le rapport d'évaluation fourni par le notifiant sont acquises par le biais de tests requis par le règlement (CE) No 1107/2009 et réalisés *a minima* sur un set de taxons modèles dont la réponse est évaluée dans des conditions contrôlées, mais éloignées des conditions naturelles. Cela souligne l'importance de se questionner quant à l'incertitude liée aux effets observables à plus large échelle écologique et donc, de recenser les effets *in situ*. La phytopharmacovigilance (PPV) intervient dès que la substance est mise sur le marché en tant que composant d'un produit phytopharmaceutique. La France dispose d'un service unique au sein de l'Union européenne, assuré par l'Anses, qui centralise ces informations (ex. dosage dans différentes matrices, intoxication de la faune domestique et sauvage) afin d'en tenir compte lors de la réévaluation des substances).

Mise en place de la PPV en France qui est codifiée par le Code rural et de la pêche maritime

- **Loi n° 2014-1170** => Mission PPV confiée à l'ANSES
- **2015** => Création de l'unité PPV à l'ANSES
  => Création du Département des Autorisations de Mise sur le Marché (fonction précédemment assurée par le ministère en charge de l'Agriculture).
- **Décret 2016-1595** => Description des modalités de la PPV + 2 arrêtés identifiant les partenaires de l'ANSES (2017 et 2018)

Attentes réglementaires et processus mis en place

En France, la PPV trouve sa source dans le droit de l'UE (le règlement (CE) No 1007/2009) et dans le droit national codifié au code rural et de la pêche maritime. Le règlement dispose que « le titulaire de l'autorisation consigne et signale toutes les

réactions indésirables, chez l'homme, chez l'animal et dans l'environnement, suspectées d'être liées à l'utilisation du produit phytopharmaceutique » et cela s'applique dans le cas « d'une substance active, de ses métabolites, d'un phytoprotecteur, d'un synergiste ou d'un co-formulant contenu dans ce produit » (article 56). Le droit français, en application de ce texte, met en place un système de « surveillance des effets indésirables des produits phytopharmaceutiques sur l'homme, sur les animaux d'élevage, dont l'abeille domestique, sur les plantes cultivées, sur la biodiversité, sur la faune sauvage, sur l'eau et le sol, sur la qualité de l'air et sur les aliments, ainsi que sur l'apparition de résistances à ces produits » (Article L253-8-1 du code rural et de la pêche maritime).

Le dispositif de PPV assuré par l'Anses s'appuie sur 4 piliers : la collecte des données de surveillance existantes, le financement d'études complémentaires, la mise en place du portail de signalement, et la veille bibliographique. En parallèle, l'Anses se charge également de l'analyse des données et de leur restitution. Les données sont collectées tous les 6 mois à 1 an et récupérées auprès de 19 partenaires (ex. MNHN) afin de couvrir différents milieux tels que les eaux souterraines, les eaux de surface, l'air ou encore le sol. Des exemples de prise de décision grâce aux actions menées par la PPV sont présentés dans la section suivante.

Une des actions de l'Anses consiste à centraliser ces données dans des fiches propres à chaque substance active afin de contribuer à la prise de décision au moment du renouvellement de leur approbation ou encore à l'ajustement de l'AMM des produits phytopharmaceutiques en contenant. Ces fiches sont notamment transmises aux évaluateurs des substances concernées. Concernant le volet écologique, ces fiches traitent de i) la contamination dans les eaux de surface (ex. taux de recherche de la substance active, pourcentage de dépassement de PNEC (*Predicted No Effect Concentration*) et de NQE (Norme de Qualité Environnementale) quand ces deux valeurs existent pour la substance) et les eaux souterraines, ii) l'exposition de la faune sauvage, iii) l'exposition des oiseaux des plaines (i.e. pourcentage de parcelles contaminées et pourcentage de contamination de la parcelle, imprégnation des cadavres d'oiseaux et des coquilles d'œuf), iv) les effets aigus sur la faune domestique, v) les effets aigus sur les pollinisateurs, vi) la recherche de substance active dans les matrices liées aux pollinisateurs.

Dans ces fiches, une grande disparité en termes d'informations est observée à la fois entre les substances actives mais aussi entre les métriques (Figure 15-1). Chaque substance active n'est pas suivie de la même manière dans tous les milieux. Par exemple, le suivi dans les eaux de surface relève du suivi effectué dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (cadre réglementaire) et le choix des substances à suivre relève d'un comité ad-hoc coordonné par l'Office français de la biodiversité (OFB) et l''Institut national de l'environnement industriel et des risques (Ineris). Le suivi sur la faune sauvage relève du réseau SAGIR qui est un réseau pérenne d'épidémiosurveillance et qui apporte annuellement de nouvelles données (effets aigus sur les animaux trouvés morts ou moribonds).

Les données traitant des oiseaux des plaines relèvent de l'étude PeGASE qui est aujourd'hui terminée, mais de nouvelles approches de suivi sont en cours d'exploration pour ces organismes. Enfin, les données pour la faune domestique dépendent des appels reçus par le Centre Antipoison Animal et Environnemental de l'Ouest, les données sur l'atteinte aux pollinisateurs reposent sur des enquêtes et celles sur les matrices de pollinisateurs (ex. pollen, nectar) reposent sur des études.

Les données relatives à l'écologie traitent donc principalement de l'exposition des organismes *in situ* mais aussi, bien que plus rarement, des effets aigus qui sont notamment rapportés pour la faune domestique (e.g. abattement, mortalité) ou sauvage. Si l'intérêt de la PPV est de faire le lien entre une altération de la biodiversité et les composants présents dans un produit formulé, cela reste pour le moment limité à un faible nombre de groupes biologiques. La difficulté première est de pouvoir assurer le lien de causalité entre exposition et effet alors que de nombreuses pressions peuvent s'exercer simultanément *in situ*.

Exemples de prise en compte des résultats de la PPV

L'approbation des substances actives au sein de l'Union européenne est assortie de conditions d'utilisations strictes, qui seront également imposées aux produits phytopharmaceutiques qui les contiendront. Si ces conditions d'utilisation ne doivent engendrer aucun risque inacceptable pour l'environnement, elles ont néanmoins parfois mené à des expositions non intentionnelles représentant potentiellement un risque. Dans ce contexte, le dispositif français de PPV a déjà contribué à la modification des conditions d'utilisation de plusieurs substances actives dont l'approbation était en cours, voire à leur retrait.

Cas du prosulfocarbe. Le prosulfocarbe est un herbicide autorisé dans l'UE depuis 2009 et jusqu'en 2022. Des contrôles systématiques de cultures de pommes ont mis en évidence le dépassement de Limite Maximale de Résidus de prosulfocarbe, ce qui les a rendues non commercialisables[18]. Aucun risque n'ayant été détecté pour le consommateur (il faudrait qu'un adulte de 60 kg consomme au moins 75 kg de pommes par jour), l'Anses s'est concentrée sur la recherche de l'origine de cette contamination. Il a été révélé que l'utilisation du prosulfocarbe était finalement non appropriée car elle engendrait une dérive de la substance qui entraînait la contamination des milieux environnants. Les conditions d'application ont été modifiées en 2017 puis en 2018 à la suite d'autres contaminations et les produits formulés contenant du prosulfocarbe mentionnent désormais « utiliser un dispositif homologué pour limiter la dérive de pulvérisation des produits ».

[18] https://www.anses.fr/fr/system/files/PPV2017SA0150.pdf

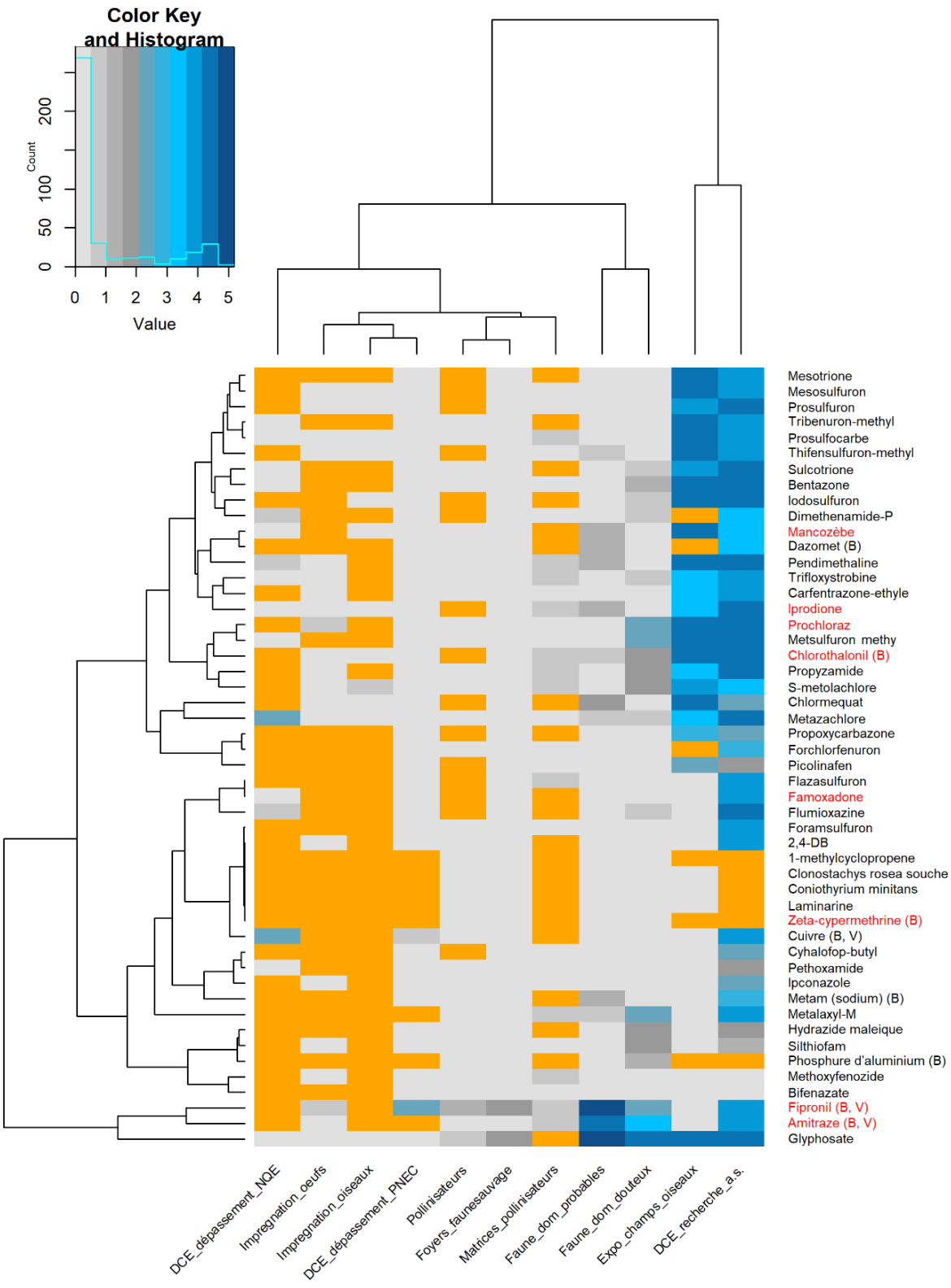


Figure 15-1. Synthèse des informations présentes dans les fiches PPV pour chaque substance active et chaque métrique liées à l'écologie.

Les substances actives en rouge sont aujourd'hui interdites. Les données ont été log+1 transformées. Concernant le code couleur des cases : orange=pas d'information disponible, gradient du gris clair (égal à la valeur 0) au bleu foncé (valeur positive maximale selon la métrique).

Cas de la pendiméthaline. La pendiméthaline, dont le renouvellement d'approbation est valable de 2017 à 2024, est une substance active herbicide candidate à la substitution dans le cadre du règlement (CE) No 1107/2009. De plus, la campagne nationale exploratoire des pesticides (CNEP) dans l'air a montré que cette substance était l'une des 3 substances les plus fréquemment quantifiées et l'une des huit ayant la plus forte concentration moyenne annuelle en métropole[19]. La pendiméthaline fait également partie des substances décrites par l'Anses comme prioritaires pour la réévaluation car elle présenterait des critères d'exclusion (ici, perturbateur endocrinien (catégorie 1)). La PPV a notamment contribué à imposer l'utilisation de buse antidérive pour tout produit formulé contenant de la pendiméthaline[20].

Cas du métam-sodium. Le métam-sodium est une substance active de la famille des carbamates qui est utilisée comme fongicide, herbicide ou encore nématicide et dont l'approbation expire en 2022. Elle fait également partie des substances candidates à la substitution dans le cadre du règlement (CE) No 1107/2009. Le 5 novembre 2018, l'Anses a annoncé le retrait des AMM des produits à base de métam-sodium suite à un risque notable pour la santé humaine et l'environnement[21]. La fiche PPV de cette substance active fait notamment état de nombreuses remontées en terme d'intoxication humaine[22]. En revanche, la substance active reste autorisée dans l'Union Européenne et son approbation a été prolongée[23].

Bien qu'étant un dispositif récent et en plein développement, le guichet unique que représente la PPV se montre clairement essentiel. Les trois exemples cités ci-dessus démontrent néanmoins que les éléments amenant à reconsidérer la validité de l'approbation d'une substance active ou la mise sur le marché d'un produit sont principalement issus de données d'expositions ou encore de remontées concernant la santé humaine. Ainsi, pour ces trois cas, aucune décision n'a été prise à cause d'un effet non intentionnel avéré observé sur la faune ou la flore. En revanche, il faut garder à l'esprit que le dispositif de PPV en France est récent (et surtout unique à l'échelle de l'Union européenne) et que plusieurs actions sont actuellement mises en place pour améliorer la prise en compte des effets sur l'environnement. Par exemple, des données sont actuellement obtenues dans le cadre de l'étude 500 parcelles ENI (Fried et al., 2019)[24].

Au-delà de ces actions, le service en charge de la PPV a également contribué en 2018 à l'identification de 39 substances actives jugées préoccupantes et devant être réexaminées en priorité[25]. Ce travail intervenait dans le cadre d'un plan qui prévoyait de diminuer l'utilisation des substances les plus préoccupantes pour la santé et l'environnement. Grâce à divers indicateurs (risque pour la faune et la flore, *Frequency of Application & Index of load*), les substances ont pu être classées par ordre de priorité. Ce travail a également révélé la nécessité de ne pas ré-approuver deux substances actives : le mancozèbe (reprotoxique) et le thiophanate-méthyl qui présentent respectivement un caractère reprotoxique ou mutagène.

Conclusion sur la mise en œuvre de la PPV en France

Bien que récent, le guichet unique que constitue le service de PPV assuré par l'Anses a déjà démontré son caractère indispensable de par les retombées de ses différentes actions. Les exemples présentés dans ce document démontrent que les informations concernant l'exposition et les effets des produits phytopharmaceutiques sur l'environnement ne sont pas toujours comparables entre substances actives et convergent vers le fait que, pour le moment, les prises de décision concernant les substances actives et les produits formulés ne sont pas/ou peu basées sur des questions d'écologie et de biodiversité. Les notions d'exposition et de santé humaine ont pour l'instant un poids plus important dans ce type de processus. Cependant, les actions mises en place par la PPV ont débuté récemment et sont encore en pleine expansion. Par exemple, la PPV est également impliquée dans des projets ayant pour but d'intégrer la biodiversité dans le processus de surveillance, comme par exemple le travail sur les 500 parcelles ENI (Fried et al., 2019[26]) ou encore la collaboration avec le Muséum National d'Histoire Naturelle qui vise à recouper le suivi de populations animales avec les données de vente des produits phytopharmaceutiques. De telles études pourront contribuer à l'identification de taxons à étudier en priorité. Néanmoins, la présence de nombreux facteurs s'exerçant *in situ* sur le vivant reste un défi pour la mise en évidence des liens de causalité entre effets et produits phytopharmaceutiques.

---

[19] https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2020SA0030Ra.pdf

[20] https://www.anses.fr/fr/system/files/ANSES-Ft-BulletinAMM-Mars2021.pdf

[21] https://www.anses.fr/fr/content/produits-%C3%A0-base-de-m%C3%A9tam-sodium-l%E2%80%99anses-annonce-le-retrait-des-autorisations-de-mise-sur-le

[22] https://www.anses.fr/fr/system/files/Fiche_PPV_Metam_sodium.pdf

[23] https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32022R0708

[24] Premiers résultats du réseau Biovigilance 500 ENI sur le suivi des effets non-intentionnels des pratiques agricoles sur la biodiversité. - Archive ouverte HAL (archives-ouvertes.fr)

[25] https://www.anses.fr/fr/content/avis-de-lanses-relatif-aux-substances-phytopharmaceutiques-qualifi%C3%A9es-de-pr%C3%A9occupantes-dans

[26] https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02392219

4.1.2. Une prise en compte partielle de la biodiversité et des services écosystémiques

Effets létaux et sublétaux, approche par « Tier »

Dans les dossiers d'évaluation des risques des PPP, les effets des produits sur des organismes aquatiques (invertébrés d'eau douce, micro-algues, plante vasculaires aquatiques, poisson) et terrestres (invertébrés du sol, plantes, arthropodes et animaux non cibles (abeilles et pollinisateurs, oiseaux, mammifères)) sont analysés comme des effets directs létaux et sublétaux (ex. sur le comportement, la reproduction).

Pour l'évaluation des risques et des dangers, des facteurs d'évaluation ou de sécurité (FA) sont utilisés pour prendre en compte l'incertitude, en imposant une marge de sécurité entre l'exposition et le danger (plus l'incertitude est grande, plus le facteur d'évaluation sera important). Ainsi, un critère d'évaluation est multiplié ou divisé par ce FA pour extrapoler par exemple à partir d'une étude en laboratoire (ex : risque sur un poisson extrapolé à un oiseau piscivore, ou données sur une espèce extrapolée à un écosystème multi-espèces). Les risques d'incertitude sont calculés (De Bruijn *et al.*, 2003) en prenant en compte la variation des données de toxicité (variabilité intra ou inter laboratoires, variations biologiques intra et inter espèces, etc.). Toutefois, ces incertitudes ne prennent pas en compte les effets additifs, antagonistes ou synergiques potentiels d'autres substances potentiellement associées.

Par ailleurs, les systèmes réglementaires d'évaluation des risques pour l'approbation et l'autorisation de mise sur le marché des pesticides dans l'Union européenne sont basés sur une approche à 3 niveaux ou « Tiers » (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013). Chaque niveau est caractérisé par une évaluation de l'exposition, qui aboutit à une concentration prévisible dans l'environnement (PEC) et une évaluation des effets, qui aboutissent à une concentration réglementaire acceptable (RAC). Pour chaque niveau, par exemple, la PEC calculée pour les eaux de surface de la zone de bordure doit être inférieure à la valeur correspondante de la RAC. Le principe d'une évaluation des risques par niveaux est de commencer par une évaluation simple et conservatrice (niveau 1 ou Screening step) et d'effectuer des évaluations plus complexes et réalistes sur le plan environnemental uniquement lorsque les niveaux inférieurs indiquent un risque clair (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013). Autrement dit, l'évaluation par niveau permet, si les scénarios testés en Screening step en situation de « pire cas » conduisent à un risque acceptable, de ne pas réaliser les études de niveaux Tier 1 et supérieur. Cette première étape doit permettre d'identifier sans risque de « faux négatif » les substances posant peu de risques.

Évaluation par espèces

Le dossier écotoxicologique repose en partie, depuis de nombreuses années, sur des études menées sur un nombre restreint de tests sur des espèces de substitution en laboratoire, supposées représenter la diversité des espèces sur le terrain et leur place dans l'écosystème. Cependant, le nombre d'espèces reste limité, y compris au sein d'un même groupe zoologique, et ne peut pas représenter la variabilité des sensibilités spécifiques. Afin de prendre en compte la variabilité interspécifique, des facteurs d'incertitude sont appliqués, qui peuvent varier selon le compartiment et les espèces considérées (jugement d'expert parfois). Ces facteurs d'incertitude peuvent aller de 2 à 100. Toutes les études sont conduites sur des organismes en laboratoire, exposés à court ou long termes à des substances actives dans des conditions contrôlées. Les études s'intéressent aux vertébrés terrestres (mammifères, oiseaux), aux poissons, aux arthropodes non cibles (dont les insectes pollinisateurs comme les abeilles et les bourdons), aux vers de terre et aux organismes du sol et des sédiments, aux daphnies, aux plantes et au microbiote du sol. Ces études sont menées séparément sur chaque espèce (sauf pour le microbiote).

Afin d'évaluer le risque, des scénarios d'exposition sont envisagés pour chaque espèce testée. Les scénarios d'exposition pris en premier niveau (*Screening step*) sont très simples et maximalisent l'exposition dans ce qui est appelé communément un scénario « pire-cas ».

Si la substance étudiée échoue à ce premier niveau, c'est-à-dire qu'elle est considérée comme présentant un risque inacceptable, une phase d'affinement du risque est alors engagée (étude Tier 1 et plus), dans laquelle les facteurs d'incertitude sont réduits à mesure que des scénarios « plus réalistes » sont proposés (intégration

d'espèces focales, régime alimentaire plus précis, etc.). Cette approche (par « Tiers ») utilise toujours un modèle déterministe (ratios simples, valeurs fixes sans prise en compte de la distribution des valeurs) et l'augmentation de la spécificité du scénario, par l'introduction des espèces focales ou des régimes alimentaires particuliers, réduit cependant considérablement la probabilité de détecter un risque pour d'autres espèces ou à des périodes différentes ou dans des circonstances d'exposition non envisagées (Topping *et al.*, 2020). Il est possible, pour les situations non résolues aux Tiers 2 ou 3, de conduire à des études en mésocosmes (milieu aquatique) ou des études de terrain. Cependant, les recommandations restent généralement peu définies en ce qui concerne les protocoles ou les méthodes d'analyse des données obtenues, ce qui rend l'exercice difficile.

Effets indirects – cumulatifs – effets sur la biodiversité

Dans tous les cas, l'analyse des effets indirects (altération des ressources alimentaires) et plus généralement des interactions trophiques dans un écosystème n'est pas faite, alors qu'elle est explicitement mentionnée dans le règlement (CE) No 1107/2009.

En effet, le règlement (CE) No 1107/2009 mentionne clairement la nécessité d'évaluer les effets des PPP sur la biodiversité[27] et l'écosystème lorsque les méthodes sont disponibles**.** Plus précisément, l'article 4-3 du règlement dispose qu'un PPP, dans des conditions d'application conformes aux bonnes pratiques phytosanitaires et dans des conditions réalistes d'utilisation, ne doit pas avoir d'effet inacceptable sur l'environnement, compte tenu, entre autres, de son effet sur la biodiversité et l'écosystème. Le règlement (UE) No 283/2013 (Commission européenne, 2013a) reprend la même exigence et précise, dans l'introduction de la section 8 sur les études écotoxicologiques, qu'il « convient de tenir compte de l'incidence potentielle de la substance active sur la biodiversité et l'écosystème, y compris les effets indirects potentiels causés par une modification de la chaîne alimentaire ». Pourtant, cette exigence initiale ne se retrouve plus dans la suite du document. On observe ainsi que le terme « alimentaire » ne fait plus référence qu'aux résidus de substances actives et à leurs effets sur le consommateur primaire (espèce non cible ou consommateur humain) ou au potentiel de bioaccumulation des substances avec les conséquences pour la chaîne alimentaire.

De la même façon, les lignes directrices de l'EFSA (Document guide mammifère/oiseaux par exemple, (2009)) ne font plus référence à la biodiversité et les effets sur la chaîne alimentaire sont limités à l'étude du potentiel de bioaccumulation chez les mammifères et oiseaux piscivores ou dans les chaînes alimentaires terrestres. La notion d'effet sur la ressource elle-même disparaît. Cette non prise en compte des interactions entre les niveaux trophiques et des espèces différentes est analysée par des écologues qui soulignent le caractère fondamental des interactions trophiques dans un écosystème et donc la nécessité de les prendre en compte dans l'évaluation du risque environnemental (Bruhl et Zaller, 2019).

Si les effets indirects ne sont que partiellement pris en compte lors de la réalisation d'essais en mésocosme ou sur le terrain, en revanche, les effets cumulatifs de différents composés ne sont pris en compte que lorsque le PPP évalué concerne une formulation de différentes substances actives (SA) et pas l'application successive ou simultanée de plusieurs PPP avec des substances actives différentes.

Dans une opinion scientifique de 2015 sur les arthropodes non cibles (insectes pollinisateurs ou auxiliaires de culture par ex.), l'EFSA (2015) a indiqué que la biodiversité doit être soutenue « dans une certaine mesure » pour fournir certains de ces services écosystémiques importants, sans pour autant fournir aucune piste ou proposition d'étude pour prendre en compte cet impact.

Un an plus tard, en 2016, un document guide de l'EFSA (2016) a proposé la prise en compte des objectifs de protection spécifiques (*specific protection goal*s) en lien avec la biodiversité et les services écosystémiques rendus

[27] La biodiversité y est définie comme « la variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cette variabilité peut comprendre la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes » (art. 3-29).

par les organismes. Ce document guide propose des outils et méthodes pour relier les structures et composants des écosystèmes aux fonctionnements de ces écosystèmes, à différents niveaux d'organisation spatiale et temporelle afin de limiter les effets de l'utilisation des pesticides sur les services écosystémiques en définissant clairement les objectifs de protection et la magnitude de la protection requise (Benford *et al.*, 2016).

Une approche similaire est suggérée par un groupe de scientifiques, comprenant des industriels de la phytopharmacie (Brown *et al.*, 2017). Dans une analyse critique de la démarche européenne actuelle, le collectif scientifique Scientific Advice Mechanism (European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018) a clairement pointé des manques dans la démarche, en particulier l'absence de critères clairs pour évaluer et quantifier les effets adverses sur la santé humaine, animale ou environnementale des PPP ou de leur non utilisation. En clair, les objectifs fixés par la réglementation « aucun effet nocif sur la santé humaine ou animale, aucun effet inacceptable sur l'environnement » ne peuvent être appliqués en l'état puisque tellement généraux et globaux que toute substance biologiquement active aura obligatoirement des effets sur l'un de ces compartiments. Il serait donc impossible d'autoriser une substance active si de tels critères devaient être appliqués de façon littérale. Il est donc indispensable de traduire ces objectifs généraux en critères de choix clairs et objectifs prenant en compte tous les niveaux de risques, tous les compartiments (y compris la quantité/qualité de la production agricole) ainsi que la possibilité de ne pas employer de PPP dans les analyses de risque proposées. Parmi leurs recommandations, les auteurs évoquent la nécessité de développer des indicateurs appropriés de l'atteinte à la biodiversité reposant potentiellement sur les réseaux de collecte de données tels que proposés par la directive Habitat (Bruhl et Zaller, 2019) (par ex. suivi des populations d'espèces indicatrices ou ciblées selon les risques estimés *a priori*), ou tout type de réseau approprié ou constitué pour cet objectif unique (European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018). Le groupe recommande également le développement de modèles populationnels permettant d'améliorer l'évaluation du risque spatial et temporel dans le contexte de la variabilité écologique et environnementale de l'UE.

La Figure 15-2 illustre le constat issu de la littérature selon lequel l'évaluation réglementaire ne permet qu'une prise en compte partielle de la biodiversité et des services écosystémiques.

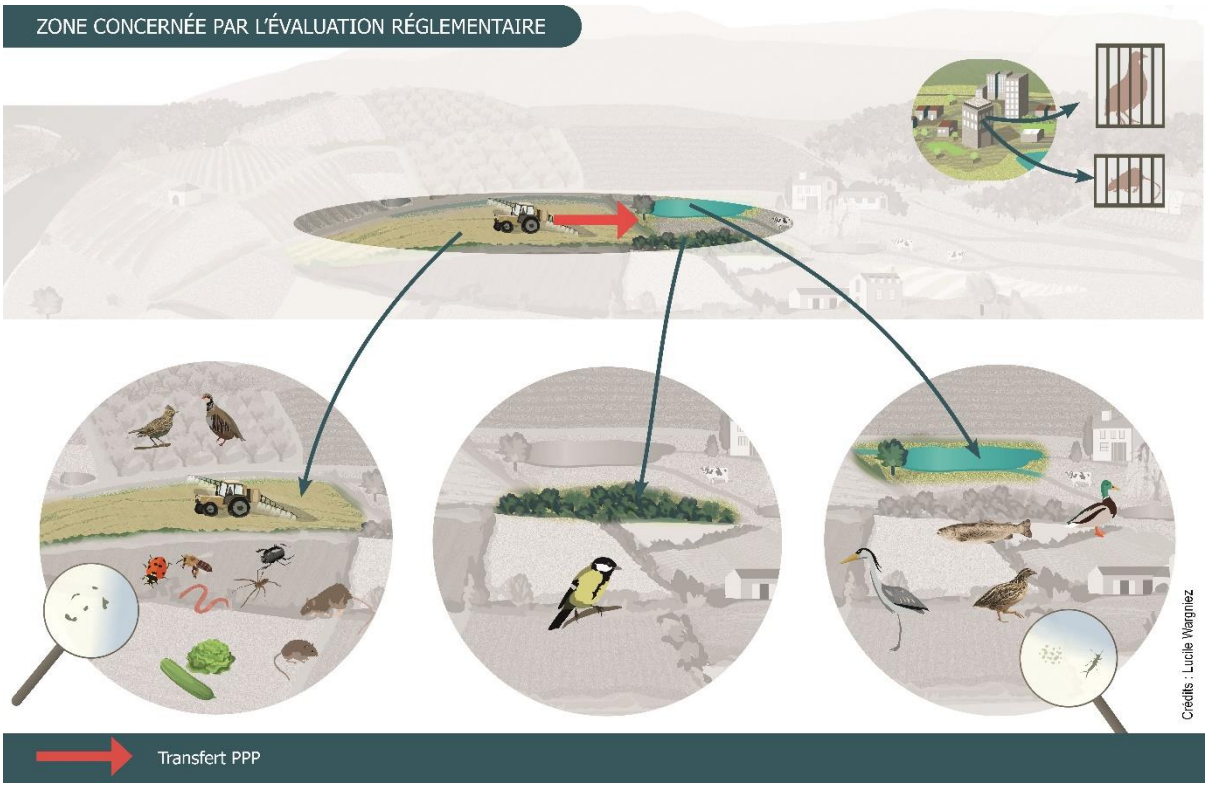


Figure 15-2. Zone concernée par l'évaluation *a priori* des risques

4.1.3. Conclusion

L'arsenal réglementaire au sujet des effets des PPP s'est accru depuis une vingtaine d'années à l'échelle européenne, notamment en ce qui concerne la biodiversité. Cependant, il reste un certain nombre d'insuffisances que la littérature consultée met en évidence.

4.2. Critique de la fabrique de l'évaluation des risques

4.2.1. Critiques méthodologiques

Des objectifs ambitieux peu suivis d'effets ?

Une majorité d'auteurs, en écotoxicologie comme en droit, notent le haut degré de protection juridique accordé par le règlement (CE) No 1107/2009 au regard d'autres réglementations comme celles des USA par exemple. Les éléments qui fondent ce degré élevé de protection sont en tout premier lieu l'application du principe de précaution et les conditions strictes d'approbation/AMM, à savoir l'absence d'effet nocif immédiat ou différé sur la santé humaine et d'effet inacceptable sur l'environnement, dans des conditions d'application conformes aux bonnes pratiques phytosanitaires et des conditions réalistes d'utilisation (art. 4 Règlement (CE) No 1107/2009). Sont également notées la prise en compte des groupes vulnérables, la double procédure d'approbation/autorisation préalable, les règles relatives à la transparence et à la prévention des conflits d'intérêts notamment. On observe également que l'ensemble des études demandées dans l'Union européenne montre que le niveau d'exigence est l'un des plus importants au niveau mondial (ex. données physico-chimiques plus complètes) (Gehen *et al.*, 2019).

En conséquence, les études critiques s'appuient sur les ambitions affichées par le droit de l'UE pour souligner le décalage avec la dégradation de l'environnement imputable aux PPP (sans parler des effets sur la santé humaine qui sortent du cadre de la présente expertise). Par exemple, l'étude de Robinson *et al*. (2020) explore « les raisons possibles de l'écart entre les objectifs du règlement sur les pesticides et l'absence de processus d'évaluation des risques qui réponde à ses objectifs de protection ». C'est également le sens de la question préjudicielle posée par le tribunal correctionnel de Foix qui met en cause la conformité du règlement (CE) No 1107/2009 avec le principe de précaution à propos de la mise en marché du glyphosate[28]. Le Parlement, dans sa résolution relative au projet de règlement de la Commission européenne portant renouvellement de la substance active glyphosate, en déclarant qu'il « ne permet pas de garantir un niveau élevé de protection de la santé humaine et animale et de l'environnement (…) », comme fixé par le règlement (CE) No 1107/2009, se base sur le même raisonnement (Parlement européen, 2018). C'est donc bien le droit lui-même (notamment le principe de précaution et les objectifs relatifs aux effets des PPP) qui fournit les éléments de l'analyse critique. En particulier, le caractère « acceptable » des effets des PPP sur l'environnement, qui suppose une analyse bénéfices-risques multifactorielle et complexe à mettre en place, est mis en question par de nombreux auteurs (Boudia et Jas, 2019; Leonelli, 2021), ainsi que les conditions d'évaluation des PPP et des risques que leur dissémination présente. Sont également mis en rapport les objectifs ambitieux qui sont ceux du règlement (CE) No 1107/2009, avec la faiblesse des moyens alloués aux agences d'évaluation (EFSA : 481 personnes, un budget en baisse à environ 108 millions d'euros en 2020 (EFSA, 2021)) tandis qu'à l'agence de protection de l'environnement des Etats-Unis (USEPA) ce sont 14 297 personnes et un budget de plus de 9 milliards de dollars, pour une activité qui engloberait l'EFSA et l'ECHA *a minima* (Boudia et Jas, 2019; Leonelli, 2021).

Plus spécifiquement, les critiques des auteurs portent sur des points particuliers du processus d'évaluation.

[28] Si la CJUE a répondu positivement à cette question c'est moyennant certains ajustements, *cf.* CJUE, 1er oct. 2019, aff. C-616/17.

Critique de la validité des tests et modèles utilisés par les écotoxicologues

Critiques de l'évaluation par niveau (Tier)

Généralement, toute publication d'un nouveau guide de l'EFSA entraîne des commentaires ou des travaux publiés en lien avec le sujet émanant d'écotoxicologues. L'approche par Tier (ou niveau) fait l'objet de critiques récurrentes en raison de son caractère réducteur et irréaliste, au moins pour les premiers niveaux de décision. Pour l'évaluation des risques en milieux aquatiques (eaux douces) les travaux des scientifiques de la SETAC (*Society of Environmental Toxicology and Applied Chemistry*) ont passé en revue les différents modèles utilisés et leurs limites (Brock *et al.*, 2016a) et de nombreuses publications reviennent sur l'évaluation par niveau limitée à un Tier 1 qui, simplifié, ne rend pas toujours compte de la réalité. Ils préconisent d'évaluer systématiquement les autres niveaux (Brock *et al.*, 2016b). Cependant, à quelques exceptions près, l'effet aigu (Tier 1) offre un niveau de protection suffisant au moins pour les effets directs létaux des insecticides mesurés dans des conditions de semi-terrain (Devos *et al.*, 2016). En poussant l'analyse plus loin, Rico *et al.* (2019) se demandent si l'évaluation des effets des fongicides telle qu'elle est présentée dans le document d'orientation aquatique de l'EFSA sur la base conjointe des Tiers 1, 2 et 3 (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013) est correcte et suffisamment protectrice pour les écosystèmes d'eau douce. Après évaluation des trois niveaux d'approche sur plusieurs fongicides, globalement ils considèrent que le niveau de protection apporté par cette analyse sur plusieurs niveaux est correct, excepté pour le tébuconazole. Ces auteurs préconisent d'étendre ces comparaisons d'évaluation à d'autres fongicides avec d'autres modes d'action.

Ainsi, plusieurs auteurs font état d'un biais possible à n'estimer le risque d'exposition au PPP qu'au premier niveau (Tier 1), avec un rejet erroné d'une hypothèse de risque et proposent de prendre aussi en compte l'évaluation des risques du niveau 2 (Tier 2). L'intérêt est ainsi d'apporter un certain réalisme environnemental dans le cas où un risque a été identifié (Brain *et al.*, 2015). Cette suggestion est étendue aux évaluations des risques liés aux PPP pour les espèces menacées qui gagneraient à utiliser les évaluations de niveau supérieur (Tiers 2 et 3) pour obtenir une évaluation plus représentative sur le plan écologique, réaliste et pertinente.

Schäfer *et al*. (2019) critiquent la première étape (Tier 1) qui utilise des tests standards effectués avec des produits chimiques uniques et des espèces uniques en condition de laboratoire, sans facteur de stress supplémentaire. Il remarque que les facteurs de sécurité ou d'évaluation obtenus (avec incertitudes) conduisent dans de nombreux cas, même si l'exposition dépasse la concentration de sécurité, à l'autorisation du produit, si le producteur à l'aide de données complémentaires montre que les impacts sur l'environnement et la santé sont acceptables.

Critique de l'évaluation des risques pour les milieux aquatiques

Une méta-analyse (Stehle et Schulz, 2015) étudiant les concentrations des eaux de surface en insecticides en Europe, montre que les concentrations d'insecticides mesurées excédent leurs RAC respectives. Ce dépassement des RAC dans 44,7% des cas suggère une remise en question des objectifs de protection définis dans l'évaluation des risques, et les auteurs proposent en outre de prendre en compte les mélanges de PPP dans les eaux. L'évaluation des risques en milieu aquatique est souvent critiquée, et un auteur suggère que toutes les données écologiques (incluant propriétés physico-chimiques et biologiques) des fossés, des cours d'eau, des étangs dans les paysages agricoles soient collectées pour différentes zones géoclimatiques en Europe et utilisées comme un « manuel de scénario écologique auquel les experts pourraient se référer pour l'évaluation de scénario et d'effets affinés » (Rohr *et al.*, 2016).

Récemment, en ce qui concerne les risques pour les eaux de surface, l'Anses a décrit et détaillé leur évaluation et explique que les mesures d'atténuation (ex. zone tampon, bande enherbée, etc.) doivent être accompagnées de nombreuses publications pertinentes capables de soutenir de nouvelles mesures au niveau européen (Boivin et Poulsen, 2017). Cet aspect est une limite à l'intégration de données de la littérature lorsque celles-ci sont peu disponibles, d'où l'importance de modèles pour les mesures et de collaborations entre la recherche académique et les administrations concernées. Les auteurs font le constat du manque de modélisation écotoxicologique (ex. au niveau du paysage) qui reste à développer et à mettre en œuvre pour l'évaluation des risques.

Critique relative à l'absence de prise en compte des espèces les plus vulnérables

Les espèces menacées ne sont généralement pas prises en compte, exception faite pour des végétaux non ciblés, et l'évaluation du risque larvaire d'espèces d'amphibiens, pour les PPP présents dans les eaux de surface en bordure de champ (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013). En particulier, les exigences réglementaires actuelles ne couvrent pas l'analyse des risques pour les amphibiens. Or, ce groupe d'espèces possède des caractéristiques biologiques uniques, dont certaines nécessitent une considération particulière dans l'évaluation des risques (cycle de vie, exposition). Aussi l'EFSA (Ockleford *et al.*, 2018) a publié récemment un document proposant une meilleure évaluation des risques les menaçant. L'agence propose la prise en compte d'éléments déclencheurs pour passer à un niveau supérieur d'évaluation et suggère des mesures d'atténuation pour réduire leur exposition.

Perturbateurs endocriniens

Pour rappel, une substance active, un phytoprotecteur ou un synergiste, ne peut être approuvé(e) que s'il(elle) n'est pas considéré(e) comme ayant des effets perturbateurs endocriniens pour les humains et les organismes non cibles (Règlement (CE) No 1107/2009, annexe II points 3.6.5 et 3.8.2.). Il s'agit là d'une disposition faisant suite à une demande du Parlement européen lors de l'évaluation à mi-parcours de la mise en œuvre de la directive 91/414/CEE, qui relevait que ces derniers échappaient à l'évaluation. Ce sont précisément les difficultés rencontrées pour définir les substances ayant de tels effets, puis les difficultés relatives aux méthodes d'évaluation à mettre en œuvre, qui ont été étudiées en SHS (Thevenot, 2014; Demy, 2020). En effet, les seuils réglementaires reposent classiquement sur la relation dose-effet ; c'est le cas par exemple de la dose journalière admissible (DJA) qui sert de base pour déterminer les limites maximales de résidus (LMR). Or, les effets perturbateurs endocriniens échappent à ce schéma en ce qu'ils ne sont pas toujours proportionnels à la dose d'exposition. De plus, les systèmes de classification réglementaires sont fondés sur les effets et non sur le mécanisme d'action des substances, en l'espèce l'interférence de substances chimiques avec des hormones. C'est donc un processus très long et controversé qui a conduit en 2018 à la définition de critères d'identification de substances présentant des effets perturbateurs endocriniens (Ravel et Kah, 2018). Le risque, comme le souligne Demy (2020), est que la réglementation ne concerne finalement qu'un nombre restreint de substances en raison de la difficulté à ranger dans une catégorie réglementaire homogène des processus complexes, en particulier concernant la relation causale entre l'effet endocrinien et l'impact toxique. Pour Huc et Barouki (2021) : « Une des leçons que l'analyse de la perturbation endocrinienne nous fournit est que les premières alertes ne sont pas issues des tests réglementaires réalisés selon des normes précises, mais plutôt d'études scientifiques réalisées dans le milieu académique, qu'il s'intéresse aux écosystèmes ou à la santé humaine. »

C'est dans cette perspective historique que Jas et Gaudillière (2016) analysent l'avènement des PE comme problème public en France en comparaison avec les USA. Ils montrent que l'européanisation a été motrice pour son inscription en France quant aux enjeux relatifs à la réglementation. Les premières approches scientifiques ont été le fait de médecins concernant la fertilité masculine puis elles ont été réalisées dans le cadre de la surveillance de l'eau puis de la toxicologie alimentaire, dans des interactions avec les groupes industriels. Ces travaux et collaborations ont constitué, selon les auteurs, une période constitutive de la prise en charge des PE avant leur mise en avant dans le débat public, par des associations actives et structurées, autour de 2010, notamment par rapport au bisphénol A.

Effets multi-générationnels

Une question, qui reste aujourd'hui un point d'inquiétude, porte sur les effets multi-générationnels des pesticides, qui pourraient persister sur 2 ou 3 générations par exemple. Les éléments scientifiques pour objectiver cette crainte dans l'environnement sont limités, cependant quelques articles en lien avec les effets des perturbateurs endocriniens montrent que ces effets peuvent exister, en particulier pour les substances à effet œstrogénomimétique. Ainsi, une revue récente de la toxicité sur la reproduction et des effets multi-générationnels du glyphosate a été publiée et pointe du doigt les observations de modifications de réponse hormonale sur des modèles animaux (rat) sur 3 générations ainsi que l'observation de méthylation accrue de l'ADN (Milesi *et al.*, 2021) dont les conséquences sur la santé restent floues. De fait, cet article ainsi qu'une étude sur la toxicité multi-

générationnelle du DDT (Skinner *et al.*, 2013) mettent en avant les effets épigénétiques (pas uniquement perturbateurs endocriniens) comme élément de risque d'effet sur plusieurs générations.

Des inconduites scientifiques dénoncées

Une étude intitulée « *Achieving a High Level of Protection from Pesticides in Europe: Problems with the Current Risk Assessment Procedure and Solutions » (Robinson et al., 2020)* a été publiée par un collectif interdisciplinaire de scientifiques, de juristes et de décideurs politiques, regroupé en une association[29]. Les auteurs identifient plusieurs éléments de dysfonctionnement dans les procédures d'évaluation des substances et PPP. Trois types de problèmes sont ainsi identifiés : i) des inconduites scientifiques (ou scientific misconduct), ii) un manque de transparence, et iii) des conflits d'intérêts.

En ce qui concerne les inconduites scientifiques, il s'agit de :

- Une utilisation sélective et des omissions de certaines données publiées dans les dossiers de demande d'AMM de la part des industriels,
- Une mise à l'écart injustifiée des effets défavorables,
- Une utilisation abusive des outils d'analyse statistique,
- Une utilisation abusive des données des « témoins historiques » (i.e. les études sur des animaux témoins négatifs ne sont pas refaites systématiquement lors d'une étude de toxicité, on compare aux « témoins historiques »[30]),
- Un rejet des effets négatifs fondés sur une prétendue incohérence des données,
- Une utilisation abusive de l'approche fondée sur le « poids de la preuve ». Selon les auteurs, cette approche semble être utilisée pour rejeter les études faisant état d'effets indésirables dus à l'exposition plutôt qu'à créer une approche intégrée pour comprendre les données,
- De fausses représentations de la méthodologie de recherche,
- Des plagiats (à savoir de ne pas distinguer dans les rapports d'évaluation les données fournies par le pétitionnaire de celles émanant de l'autorité compétente),
- Des défauts d'évaluation de la toxicité des mélanges (il s'agit ici de l'évaluation des effets de la ou des substances actives combinés avec ceux des coformulants). Les auteurs prennent notamment ici l'exemple de la substance glyphosate moins toxique que les produits qui la contiennent.

Ces nombreux éléments sont communs et traités de manière spécifique et plus détaillée au sein de la littérature étudiée, que nous allons maintenant développer. Il faut toutefois remarquer que les modifications récemment apportées au règlement (CE) No 1107/2009, en particulier par le règlement (UE) No 2019/1381, relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire et applicable à partir de mars 2021, répondent à certaines de ces critiques.

4.2.2. Critiques relatives à une non prise en compte de la systématicité des interactions entre PPP et biodiversité

La littérature montre que l'évaluation des PPP ne permet pas de rendre compte des conditions réelles dans lesquelles ces produits sont utilisés. La principale critique est le fait que les évaluations sont conduites selon une démarche « unicentrée » qui ne rend pas compte des interactions et fonctionnement des écosystèmes, mais aussi des facteurs humains associés.

---

[29] Citizens for Science in Pesticide Regulation: https://citizens4pesticidereform.eu/ [Consulté le 04 mars 2022]

[30] « Historical controls are control animals from experiments other than the one under evaluation that have taken place in the past. The misuse of historical control data (HCD) is a practice employed by industry and regulatory authorities to dismiss adverse effects in animal toxicology studies. The practice consists of dismissing the adverse effects found in an exposed group as compared with the non-exposed control group of the experiment under evaluation (concurrent control) because the observed changes fall within the range of historical controls ».

Des fondements scientifiques de l'évaluation discutables

Sur la démarche d'analyse de la contamination environnementale, les scénarios utilisés peuvent paraître discutables. Ainsi, lorsque l'Anses doit évaluer les risques de dispersion d'un pesticide dans l'environnement, les modèles et scénarios proposés ont parfois été développés pour d'autres pays européens et ne s'appliquent que modérément à la situation climatique ou géographique de la France (ex : modèles FOCUS pour les eaux souterraines). Comment, dès lors, extrapoler sans risque ? (Dedieu, 2021). Dans l'ensemble, les fondements scientifiques de l'évaluation du risque environnemental datent des années 1990, en Europe comme aux Etats-Unis. Depuis, la parution du règlement (CE) No 1107/2009, les documents guides et recommandations ont principalement abouti à l'augmentation de la complexité des dossiers, de l'évaluation, tout en restant sur l'hypothèse classique d'une application unique sur une culture spécifique, et en admettant que, lorsque des effets inacceptables surviennent, l'écosystème est suffisamment résilient pour récupérer spontanément (Topping *et al.*, 2020).

Des limites à l'évaluation produit par produit et par groupes d'organismes

Différents points de l'évaluation du risque paraissent aujourd'hui essentiels et ne sont pas intégrés dans l'*Environmental Risk Assessment* (ERA). Il est clairement identifié que l'ERA se limite à un produit, un usage agronomique alors que la réalité est toute autre (Topping *et al.*, 2020). Une critique récurrente porte donc sur l'absence de prise en compte de la succession des applications de PPP en agriculture. Ainsi, une culture reçoit-elle de 6 à 32 applications de pesticides en Allemagne et encore plus en Angleterre. En France, les vergers de pommiers reçoivent en moyenne 36 traitements par an (donnée 2015), dont 22 fongicides/bactéricides, et les pêchers reçoivent en moyenne 22 traitements au cours d'une saison de production ((Réseau DEPHY-FERME, 2014) ; CGD, 2018)[31]. Ce constat est partagé dans le monde entier. L'ERA repose ainsi sur l'analyse de l'exposition d'une espèce non cible à un seul produit, avec une période de récupération suffisante pour revenir à la situation antérieure à l'application. Cela constitue une réelle sous-estimation de l'exposition puisque, en réalité, les populations sont exposées à plusieurs applications dans une succession chronologique qui n'est pas prise en compte (Bruhl et Zaller, 2019).

Par ailleurs, dans le schéma actuel, les effets des PPP sont étudiés sur des groupes d'organismes séparément. On analyse ainsi le risque direct (ex. exposition directe au PPP) pour les plantes, les invertébrés, les vertébrés, en milieu aquatique ou terrestre, selon des scénarios préétablis. L'analyse du risque ne prend cependant pas en compte les risques indirects entre les niveaux trophiques, à l'exception de la toxicité secondaire (toxicité par accumulation dans la proie ou l'alimentation). Pourtant, les interactions trophiques sont un élément fondamental du fonctionnement d'un écosystème et les conséquences d'une atteinte d'une ressource alimentaire devraient faire partie de l'analyse des risques environnementaux. Cette nécessité est soulevée par l'EFSA elle-même dans des opinions scientifiques portant sur l'ERA (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues *et al.*, 2015) des espèces non cibles (arthropodes par exemple).

L'ERA actuellement développée pour l'AMM des PPP s'intéresse aux conséquences de l'application d'un produit sans prendre en compte les atteintes à la biodiversité dans la culture et ses abords. Or la part des terres agricoles susceptibles de recevoir une application de PPP peut représenter une proportion non négligeable d'un pays (22% dans le cas de l'UE, plus de 30% en Allemagne ou en France) et cette part ne sera pas prise en compte dans l'analyse des impacts environnementaux sur la biodiversité.

Enfin, une critique particulièrement récurrente porte sur l'absence de prise en compte des effets à long terme, sur une large échelle, et l'association ou l'interaction des substances entre elles (van Dijk *et al.*, 2021).

[31] Commissariat Général au Développement Durable. (2018) Environnement et Agriculture, les chiffres clés (Edition 2018). www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr [Consulté le 04 mars 2022]

Des conditions d'emploi non réalistes

On peut également ajouter que l'ERA telle qu'elle et appliquée aujourd'hui propose une approche qui ne représente pas les conditions réalistes d'emploi et sous-estime très probablement le risque (Topping *et al.*, 2020). Ainsi, toute utilisation de PPP est considérée comme réalisée dans le respect des Bonnes Pratiques Agricoles (enfouissement à une certaine profondeur, respect des conditions météorologiques…), ce qui n'est sans doute pas le cas systématiquement. Aucune évaluation de « mésusage vraisemblable » n'est considérée.

L'absence d'une approche systémique et de la prise en compte de données sociales dans le processus de mise sur le marché

L'absence d'évaluation appropriée des risques des substances cumulées pour la biodiversité (sauf cas particulier de combinaisons de produits en matière de santé humaine) est relevée par de nombreux auteurs[32], et c'est d'ailleurs l'une des questions posées à la CJUE qui y répond dans son arrêt du 1er octobre 2019.

Selon Arcuri et Hendlin (2019), les cadres juridiques, déterminant le risque en écotoxicologie, minimisent souvent les risques et surestiment la certitude et la précision des évaluations. Les auteurs identifient deux problèmes majeurs, l'anthropocentrisme et le cloisonnement, et pointent le fait que les effets des produits sur les espèces et milieux naturels et les populations les plus vulnérables (physiquement et socialement) sont les moins évalués[33]. Le problème viendrait de l'utilisation de modèles standardisés, qui ne tiennent pas compte des analyses écologiques des interactions chimiques avec d'autres facteurs environnementaux. Concernant cette question, le cas du glyphosate est très souvent cité par les auteurs comme une étape décisive qui donne à voir l'absence d'une approche systémique concernant les effets des pesticides sur l'environnement. Il faut rappeler ici les divergences d'appréciation sur le classement du glyphosate dans la nomenclature des substances cancérogènes entre le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) et l'EFSA. Le CIRC concluait à la cancérogénicité du glyphosate sur la base d'une analyse qualitative des risques pour la santé humaine, reposant uniquement sur les articles publiés dans la littérature scientifique, avec prise en compte de la méthodologie, de la qualité de l'étude et de ses résultats. En revanche, l'EFSA, comme les autres agences de ce type, conduisent une analyse du risque quantitative fondée sur les données expérimentales fournies par les industriels, auxquelles sont associées des études scientifiques validées, publiées. Une autre différence majeure est que le CIRC a plutôt évalué les produits formulés tandis que l'EFSA a évalué la substance active « pure ».

La procédure d'évaluation en deux temps (substances actives puis préparations commerciales) est également pointée comme permettant des prises de décisions plus rapides, mais conduisant à une prise en compte très imparfaite des conditions réelles d'utilisation. La différence entre la sûreté théorique d'une substance en laboratoire et ses effets combinés avec d'autres substances est d'autant plus prégnante que le droit de l'UE ne prévoit pas de réglementation globale de l'ensemble de l'utilisation des pesticides et de leurs combinaisons. Les règles relatives à la mise sur le marché des PPP ne prévoient pas en effet d'évaluation du risque prenant en compte la quantité réellement utilisée et les surfaces traitées (*cf.* supra). Seule la directive No 2009/128 du 21 octobre 2009 *instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable* confie aux États le soin d'établir des plans d'action nationaux[34], lesquels doivent « fixer leurs objectifs quantitatifs, leurs cibles, leurs mesures et leurs calendriers en vue de réduire les risques et les effets de l'utilisation des pesticides sur la santé humaine et l'environnement » (art. 4 de la directive 2009/128/CE). Cette façon de

---

[32] Par ex. Thevenot Thevenot, G., 2014. *De la prévention des risques au changement des pratiques agricoles : les limites du droit de la protection phytosanitaire*. Université de Nice-Sophia Antipolis.

33Concernant les populations les plus vulnérables (comme les personnes enceintes, âgées ou les utilisateurs de PPP par exemple), les auteurs prennent comme exemple le droit des PPP aux Etats-Unis en s'appuyant sur des études portant sur la justice environnementale relatives aux travailleurs non déclarés. La situation est sensiblement différente pour l'UE.

[34] Selon un rapport de la Commission de 2017 European Commission, 2020. *Report from the Commission to the European Parliament and the Council on Member State National Action Plans and on progress in the implementation of Directive 2009/128/EC on the sustainable use of pesticide*, COM(2017) 587 final, 5, 19 p. + annexes. https://op.europa.eu/fr/publication-detail/-/publication/eeaacebd-9a94-11ea-9d2d-01aa75ed71a1/language-en, seule la France aurait adopté un plan prévoyant la réduction de l'usage des pesticides.

compartimenter les questions facilite la création d'une ignorance vis-à-vis de certains risques et renvoie aux travaux en agnotologie, que nous traitons par la suite.

Le manque d'approche systémique en matière de PPP est souligné. On peut se référer à ce propos à une étude sur l'applicabilité du concept d'exposome, qui s'étend aux risques sanitaires suspectés et transgénérationnels liés à des expositions environnementales multiples, chroniques, ubiquistes, multidimensionnelles, et aux effets cocktails inconnus, et pourrait fonder la reconnaissance jurisprudentielle d'un préjudice collectif sanitaire (Tissier-Raffin *et al.*, 2020).

De nombreux auteurs en sociologie, science politique et géographie soulignent l'absence de la prise en compte de la complexité socio-écologique inhérente aux effets des pesticides sur la biodiversité. La pensée systémique propre, par exemple, aux apiculteurs est le plus souvent ignorée dans les procédures réglementaires. Kleinman et Suryanarayanan (2013) le montrent au sujet des apiculteurs professionnels, à l'origine de l'alerte du « syndrome d'effrondrement des colonies » ou Colony Collapse Disorder (CCD) des abeilles domestiques, entre 2006 et 2007, aux USA. Les savoirs de ces apiculteurs reposent sur une appréhension « adaptée aux conditions dynamiques, locales et variables de l'environnement qui influent sur la vie des abeilles et, par voie de conséquence, sur les moyens de subsistance des apiculteurs ». La forme épistémique de leurs connaissances, à savoir l'ensemble des concepts, des mesures et des interprétations qui est propre à un groupe social, formant une « communauté épistémique » (Haas, 1992)[35], repose sur des savoirs basés sur l'observation « de terrain », prenant en compte les contextes « réels » d'observation des dynamiques « naturelles ». Ces savoirs intégrés aboutissent à demander des recherches sur les effets de certains PPP sur le long terme, cumulatifs et sublétaux (Suryanarayanan, 2013). En France, l'intoxication des abeilles par le Gaucho (imidaclopride) et le Régent (fipronil) a également suscité une mise à l'écart d'une pensée systémique. Aureille (2020) montre comment les apiculteurs, dotés de savoirs divers liés à leur expérience localisée de l'apiculture, ont co-construit avec des techniciens (au sein des Associations de Développement Apicole) de nouveaux protocoles d'étude portant sur la contamination du sol, de l'air et de l'eau, et sur les effets à faible dose sur le long terme. Les éléments apportés par cette « science en plein air » se voient disqualifiés au profit d'une « science confinée », routinisée dans le cadre de la réglementation (Aureille, 2020).

L'approche socio-écologique permet d'étendre la prise en compte de la lecture écosystémique de certains utilisateurs de PPP à une lecture globale des interactions nature/société : « Plutôt que d'essayer de comprendre ce qui nuit aux populations d'abeilles indépendamment de la façon dont les humains les utilisent et les considèrent, une perspective socio-écologique se concentre précisément sur ces liens, révélant comment la culture humaine a favorisé des conditions de vie prétendument « naturelles » qui nuisent à la santé des abeilles. En outre, une perspective socio-écologique met en évidence le fait que les conditions de vie inhospitalières pour les abeilles et les autres pollinisateurs sont la preuve de problèmes qui affectent toutes les formes de vie sur la planète » (Watson et Stallins, 2016 ; Cilia, 2019).

Dans le cas français, Aulagnier et Goulet (2017)[36] montrent que cette pensée systémique est présente au sein d'une partie de la discipline scientifique de l'agronomie. Conceptualisée et diffusée au sein de l'INRA, à partir des années 1970, cette pensée appréhende la production agricole comme le résultat d'interactions complexes entre plusieurs systèmes (agraire, de production et de cultures) et place l'agriculteur au centre des réflexions. Les premières orientations du plan Ecophyto (visant à une réduction de l'usage des pesticides en France, initié en 2008) ont été initialement portées par des ingénieurs agronomes porteurs de cette vision. Ils ont cependant été concurrencés par une autre pensée, valorisant le biocontrôle, confortant à la fois l'économie des industriels des PPP et l'utilisation agricole d'intrants, ne permettant pas, selon Aulagnier et Goulet (2017), de continuer à repenser les systèmes agricoles dans leur ensemble.

[35] Haas, 1992, Cité par Pénet Pénet, P., 2019. Fake science et ignorance stratégique : retour sur les récentes controverses autour de l'austérité et du glyphosate. *Études de communication*, 53 (2): 85-102. http://dx.doi.org/10.4000/edc.9351

[36] Aulagnier, Alexis. « Y a-t-il une alternative aux pesticides ? - La Vie des idées ». https://laviedesidees.fr/Y-a-t-il-une-alternative-aux-pesticides.html [Consulté le 9 février 2021]

La mise sur le marché des PPP : une décision politique

Certains auteurs estiment que l'échec des procédures actuelles d'évaluation des pesticides à ne mettre sur le marché que des produits présentant un « effet acceptable » sur l'environnement tient effectivement au fait que les procédures d'évaluation ne prennent en compte que des données scientifiques, sans tenir compte de données sociales (Thevenot, 2014 ; Hamlyn, 2015 ; Hamlyn, 2017). Hamlyn (2015 ; 2017) en particulier étudie le processus de prise de décision publique en matière de pesticides en l'analysant comme une décision politique ; or cette décision repose quasi uniquement sur des données scientifiques (entendues comme les sciences de la vie et de l'environnement) à l'exclusion d'autres considérations, qui devraient pourtant entrer en ligne de compte pour évaluer le risque « acceptable ». Elle appuie notamment sa démonstration en matière de pesticides sur la directive 2009/128/CE (Parlement européen, 2009a) instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (autre texte du « paquet Pesticide » de 2009). En effet, le développement durable objet de ce texte n'est pas seulement une question de science de la vie et de l'environnement ou d'économie, il est politique et fondé sur des valeurs sociales et morales. Hamlyn (2017) prône ainsi une approche holistique et inclusive et pas seulement basée sur des données des sciences de la vie et de l'environnement qui échouent à déterminer une exposition « acceptable » et à évaluer les effets cumulés. C'est également le sens de l'étude de Leonelli (2018) qui s'appuie plus particulièrement sur la décision de la Commission européenne de renouveler l'approbation de la substance active glyphosate en 2017. Selon elle, la position de la Commission, selon laquelle il n'y avait pas de raisons scientifiques d'interdire – ou d'éliminer progressivement – le glyphosate est très discutable, sur le plan juridique, et traduit la dépendance de la Commission « à une approche étroite fondée sur des preuves ». Elle fonde son analyse juridique sur la notion de « risque acceptable » et l'obligation pour la Commission de tenir compte dans sa décision, en plus du rapport d'examen de l'Efsa, « d'autres facteurs légitimes », ainsi que du principe de précaution, aux termes de l'article 13-2 du règlement (CE) No 1107/2009. Toujours selon Leonelli (2018) à propos du glyphosate : « Les gestionnaires des risques de l'UE ont la responsabilité politique de décider s'il faut agir, à quel moment la sécurité est suffisante et à quel point la sécurité est "sûre" ». Ces analyses rejoignent celles menées à propos du « gouvernement des risques » selon lesquelles la définition du niveau de risque acceptable pour la société est une responsabilité éminemment politique. Si les outils de police administrative d'autorisation des produits et de leurs composants peuvent être lus comme l'expression d'une volonté croissante de maîtrise des technologies, « à travers leur mise en œuvre par l'autorité publique se dessinent aussi et surtout des choix, des priorités quant au traitement des risques » (Noiville, 2003).

4.2.3. Production des savoirs *versus* production de l'ignorance

Le cadre théorique de l'agnotologie

La production des savoirs dans le cadre de la réglementation des risques associés à l'utilisation des pesticides occupe une large part des réflexions en sciences sociales. La majorité de ces réflexions relèvent de la sociologie des sciences centrée sur l'agnotologie, terme proposé par l'historien Robert Proctor et qui désigne « la production culturelle de l'ignorance » (Girel, 2013). Celle-ci relève, selon l'auteur, de stratégies visant à retirer des connaissances de l'espace public ou à les déstabiliser. La production de l'ignorance peut également être non directement intentionnelle, résultat de dynamiques sociales, économiques, institutionnelles et politiques conduisant à la légitimation de savoirs au détriment d'autres (Jas, 2015). Elle peut, enfin, être largement conscientisée par les personnes qui participent indirectement à cette production de l'ignorance, en construisant des savoirs « inconfortables » au sein de leur institution et qui ne parviennent pas, à terme, à modifier la régulation des risques (Dedieu et Jouzel, 2015a).

La science réglementaire, définie comme « un régime d'activité produisant des connaissances qui ne visent ni l'élucidation de phénomènes fondamentaux ni même l'innovation mais l'identification des dangers et l'évaluation des risques et des bénéfices, que ceux-ci soient liés à des phénomènes naturels ou à l'action de l'homme » (Joly, 2016) a été particulièrement étudiée dans cette perspective agnotologique. Science produite à des fins réglementaires, mettant en scène une diversité de lieux et d'acteurs (scientifiques, experts, acteurs de l'État et

privés…), elle est le résultat d'une articulation entre la science et le politique, à la recherche d'un seuil de risque « acceptable ».

La régulation de l'usage des PPP au travers de leurs effets sur la santé humaine et la biodiversité a été étudiée dans le cadre d'une sociologie de l'ignorance, appliquée aux spécificités de la science réglementaire (Borraz et Demortain, 2015).

Dans ce cadre théorique, les effets des PPP sur les abeilles constituent la majorité des analyses relatives à la biodiversité. Kleinman et Suryanarayanan (2013) montrent comment certaines formes épistémiques (ensemble de concepts, méthodes, mesures et interprétations) sont dominantes pour mesurer et interpréter ces effets. La toxicologie normée est centrée sur l'abeille et l'impact de la molécule sur un individu, alors que les apiculteurs font des observations du contexte environnemental. Les écotoxicologues, en s'appuyant sur la règle statistique de l'écart de confiance, ont tendance à privilégier les erreurs de type II (faux négatifs), ce qui biaise les conclusions quant aux différences observées entre les colonies d'abeilles traitées et non traitées. Cette forme épistémique est partagée entre les agences d'évaluation, les institutions scientifiques et les industriels, faisant dire à Kleinman et Suryanarayanan (2013) que « la forme acceptée de la pratique toxicologique reflète l'histoire du développement de l'apiculture, l'histoire du développement de la science apicole et le caractère de la culture universitaire, les normes des agences de réglementation américaines, ainsi que les enjeux et les intérêts des puissants acteurs de l'agrochimie ». Cette forme épistémique conduit à institutionnaliser trois types d'ignorance interdépendants : des recherches ne sont pas menées car elles débordent du cadre épistémique ; le fait de suivre une seule perspective peut conduire à produire de « fausses connaissances » ; enfin, la mise à l'écart des résultats non concluants produit potentiellement de l'ignorance.

Une analyse en sociologie (Dedieu, 2021) suggère que le climat de défiance envers les pesticides repose en partie sur la volonté de différents acteurs de dénoncer le manque de transparence, les liens ou conflits d'intérêt entre l'agro-industrie et les agents publics (agence, experts), sans toutefois s'attaquer au fond du problème, à savoir l'inadéquation des procédures d'évaluation du risque et d'autorisation avec la réalité des utilisations et des risques sur le terrain (comme dit précédemment). Ainsi, de nombreuses critiques médiatiques se concentrent sur les possibles liens d'intérêt des experts, les approximations ou erreurs de jugement scientifiques, l'utilisation inappropriée de données historiques ou des statistiques, la sélection biaisée des données ou des références bibliographiques ou l'utilisation abusive du poids de l'évidence et le plagiat (Robinson *et al.*, 2020). Ces points nécessitent clairement d'être élucidés, mais le fond scientifique de la démarche d'évaluation du risque n'est pas évoqué, au contraire du débat entre scientifiques, y compris en SHS (voir paragraphe suivant). Dans ce travail, le sociologue souligne les motivations des différents groupes d'acteurs (ONG, Industrie, Agences...) pour s'attaquer à la forme plus qu'au fond. Pour une ONG, le financement provient généralement des dons de personnes physiques, ainsi que de multiples et nombreux contributeurs financiers, car il est indispensable que l'ONG soit reconnue et audible. La critique du système, de l'absence de transparence voire de la place prépondérante de l'industrie dans l'ERA, renforce la couverture médiatique et la visibilité de l'organisme, là où le débat scientifique complexe peine à capter l'attention. Pour les entreprises ou les agriculteurs, la disponibilité des produits et leur mise sur le marché est jugée indispensable, on ne s'attaque donc pas au fond scientifique, ce qui risquerait de compliquer les procédures, de retarder la mise sur le marché et l'activité économique. Enfin, pris entre deux feux, les experts des agences cultivent involontairement une complexité et des exigences parfois peu compréhensibles et donnent l'impression de s'accrocher à leurs procédures qui font pourtant désormais l'objet d'un débat au sein de la communauté scientifique.

Un cadre juridique propice à la fabrique de l'ignorance

Le cadre théorique de l'agnotologie est également (mais plus rarement) revendiqué, par certains juristes (Martin, 2016 ; Arcuri et Hendlin, 2019). En effet, la production des savoirs est centrale dans la réglementation relative aux produits phytopharmaceutiques, et le jeu du droit lui-même peut avoir pour résultat « de rendre invisibles certains effets nocifs des pesticides, (…) de produire de l'ignorance sur ces effets délétères » (Martin, 2016). Le droit de l'UE relatif aux PPP peut ainsi « concourir à la production d'ignorance sur les effets pesticides, indépendamment

d'une volonté quelconque de ses auteurs » ; cela résulte « d'un ensemble de facteurs : la profusion de textes d'une articulation délicate, leur structure, leur contenu excessivement technique, leur nature juridique, diverses situations de carence réglementaire et surtout le rôle normatif joué par l'OCDE sur la scène internationale » (Martin, 2016).

La routinisation et l'effacement de l'alerte

L'organisation administrative de la réglementation des effets des PPP peut également conduire à ne pas prendre en compte des signaux d'alerte provenant d'acteurs situés hors des sphères de la réglementation. Jouzel et Prete (2017) analysent ainsi les agences sanitaires comme un espace de normalisation des alertes. Ils prennent l'exemple d'une alerte donnée par des épidémiologistes concernant les Equipements de Protection Individuels (EPI) et leurs limites en termes de protection des utilisateurs des PPP. Les sociologues montrent comment entre les chercheurs et les agences, se tissent des relations avec des acteurs intermédiaires qui vont reconditionner l'alerte dans un langage administratif, en focalisant, par exemple, les enjeux sur la perméation et être plus audibles par les services de l'État. Cependant, selon les auteurs, « des alertes peuvent ainsi être renvoyées dans des espaces où leurs porteurs n'ont plus les moyens de les suivre. Cette dépossession peut être considérée comme un élément central d'un processus plus général de domestication des alertes sanitaires ».

Cette difficulté entre des observations de situations préoccupantes et leur traduction réglementaire est questionnée. Il s'agit, le plus souvent, d'alertes en termes de santé humaine (cas d'une alerte sanitaire dans la viticulture, par rapport à l'arsénite de soude (Dedieu et Jouzel, 2015b) et de santé environnementale (non prise en compte du glyphosate dans les eaux de surface et souterraine (Hendlin *et al.*, 2020). Jouzel (2019) montre également comment des données épidémiologistes sur l'exposition des travailleurs peinent à trouver leur place au sein des agences. Les travaux sur les effets des Equipements de Protection Individuels se voient minorés réglementairement. Ils font également l'objet de controverses de la part des industriels par publications interposées. Ainsi, les auteurs d'un article soulignant les insuffisances de protection des EPI (Garrigou *et al.*, 2020) ont-ils dû échanger avec une association européenne, représentant les industriels (European Crop Protection Association (ECPA), Occupational and Bystander Exposure Expert Group (OBEEG)), qui remettait en cause une partie de leurs résultats (Garrigou *et al.*, 2021).

Une classification difficilement compréhensible des PPP et de leurs composants

Martin (2016, 2020) détaille la procédure d'adoption des critères de nocivité et des critères d'approbation des substances actives en indiquant que les classifications internes (effets avérés ou présumés, catégorie 1A et 1B) laissent passer les substances mutagènes de catégorie 2 (préoccupantes) et cancérogène ou toxique pour la reproduction de catégorie 2 (suspectées). Elle en déduit ainsi que « la combinaison des règlements (CE) No 1272/2008 (Parlement européen, 2008) et No 1107/2009 (Parlement européen, 2009b) permet la commercialisation de substances qualifiées de dangereuses en contrepartie d'une « communication relative au danger » (…) et que l'hyper technicité des dispositions du règlement (CE) No 1272/2008 quant à la division des classes de dangers en deux catégories précisant leur gravité peut contribuer à masquer la dangerosité de la seconde catégorie et à favoriser son acceptabilité » (Martin, 2016). Cette autrice cite également les différents cas de dérogation à l'exigence de respect des critères de nocivité (danger phytosanitaire grave, situations d'urgence, autorisations provisoires, etc.), auxquels s'ajoutent des dérogations moins visibles (car situées dans l'annexe II du règlement (CE) No 1107/2009) par exemple la notion floue « d'exposition négligeable », comme autant de situations productrices d'ignorance sur les effets des PPP.

Des lacunes dans l'évaluation des différents composants des PPP, l'exemple des co-formulants

Martin (2016, 2020) traite des co-formulants[37] qui ne sont pas soumis à l'approbation du règlement (CE) No 1107/2009 mais à celle du Règlement REACH qui n'exige que leur enregistrement (et donc la production d'études

[37] Elle mène le même type d'analyse, avec les mêmes résultats, concernant les synergistes et phytoprotecteurs, qui sont également des composants des PPP.

sur leur nocivité éventuelle) qu'à partir d'une production/an supérieur à 1 tonne, les règles étant allégées pour une production inférieure à 10 t/an. En effet, le règlement (CE) No 1107/2009 prévoit non une procédure d'approbation des co-formulants mais un système de liste négative (les co-formulants interdits) aux termes de l'article 29.1 ; or cette liste est restée vide pendant plus de dix ans[38], situation analysée par cette autrice comme une « carence réglementaire qui a pour conséquence de produire de l'ignorance ». C'est le règlement (UE) No 2021/383 du 3 mars 2021 (Commission européenne, 2021) qui est venu combler cette lacune. Ce texte précise que « Des États membres ont identifié des co-formulants[39] qu'ils ont jugés inacceptables dans les produits phytopharmaceutiques » (Règlement (UE) No 2021/383, considérant 8). Cette carence réglementaire a eu pour effet de mettre sur le marché des PPP avec des co-formulants qui auraient pu être interdits en application du règlement (CE) No 1107/2009, en raison de leurs effets « jugés inacceptables ».

On rappellera que la démonstration que le glyphosate est moins toxique que ses co-formulants, sans parler des synergies possibles, a conduit à l'interdiction des co-formulants concernés, mettant en lumière les problèmes posés par ces produits. Généralement la formulation augmente la toxicité du produit et il existe un réel manque d'information sur les formulations et leurs effets (Nagy *et al.*, 2020). Ainsi, suite à l'identification d'un problème lié à la présence d'un co-formulant (la POE-tallowamine), un réexamen des AMM, par l'Anses en 2016, des produits à base de glyphosate et de tallowamine a conduit au retrait de 132 produits. A la suite des critiques faites à l'EFSA et aux diverses agences des États membres, l'exemple du glyphosate a donc permis de faire évoluer la réglementation mais, néanmoins, le renouvellement de l'AMM de cet herbicide pose la question fondamentale entre l'évaluation des risques et du danger des PPP (Szekacs et Darvas, 2018) et comment prendre en compte des avis qui diffèrent selon les agences et le type d'évaluation.

L'élaboration de normes techniques trop proche du monde industriel

Critiques relatives aux processus d'élaboration des normes

La portée politique des normes techniques sous leur apparence « *a priori* apolitique » a été relevée par plusieurs auteurs (Boy, 2006). Martin (2020) applique cette analyse critique au processus d'élaboration des normes techniques qui régissent les conditions d'évaluation des substances et PPP. Elle montre que l'essentiel des normes européennes régissant la production de savoirs sur les pesticides a été élaboré par l'OCDE : « le cœur des règles de production des savoirs sont les lignes directrices de l'OCDE », or l'importance du « rôle de l'OCDE dans le processus européen passe inaperçu » (Martin, 2020). Ce constat est partagé par les auteurs d'un rapport français qui relèvent, à propos de l'OCDE, le contraste important : « son rôle réel et de l'autre, son fonctionnement, peu transparent en comparaison de celui des agences et l'implication des acteurs publics dans ses travaux »[40] (Lavarde *et al.*, 2020). Pourtant, l'intervention de l'OCDE dans ce processus est signifiante puisque, compte tenu des missions qui sont les siennes, l'OCDE s'empare du sujet des pesticides dans un souci d'harmonisation des règles et donc de protection des échanges commerciaux, dans la mesure où la protection de l'environnement n'est pas son « cœur de métier ». Le texte important ici a été adopté par l'OCDE en 1981, il s'agit de la décision relative à l'Acceptation mutuelle des données (AMD) pour l'évaluation des produits chimiques. Ce texte pose expressément le principe de mutualisation des données résultant des essais réalisés sur des produits chimiques dont relèvent les pesticides : « les données obtenues au cours de l'essai de produits chimiques dans un pays membre de l'OCDE (…) seront acceptées dans les autres pays membres de l'OCDE à des fins d'évaluation et pour d'autres usages touchant à la protection de l'homme et de l'environnement ». On notera que l'AMD est un instrument juridique de droit « dur », ce qui veut dire qu'il s'impose aux États membres[41], contrairement à la plupart des textes adoptés

[38] Si l'on excepte le cas des préparations contenant des POE-Tallowamine et du glyphosate, retirées par le règlement n°2016/1313 de la Commission.

[39] Par exemple amines, alkyles de suif ethoxylées, phtalates de dibutyle, distillats naphtaléniques lourds, notifiés par l'Allemagne, l'Autriche, la Belgique, l'Espagne, la France, l'Italie, la Lituanie et la Norvège.

[40] Les auteurs ont pu constater que « peu des interlocuteurs rencontrés par la mission connaissent son fonctionnement, sauf quelques rares contributeurs (DGPR, INERIS) »

[41] Dans la typologie des actes juridiques prévus par la Convention de l'OCDE, les décisions, en principe adoptées par accord mutuel de tous les Membres (art. 6.1) et qui les lient, sous réserve de respect de la procédure constitutionnelle en vigueur dans chaque pays (art. 5.a. et 6.3), ont une portée juridique équivalente à celle des traités internationaux.

dans le cadre de l'OCDE. Sur le plan formel, Martin (2020) montre comment l'intégration des lignes directrices de l'OCDE a été réalisée en droit de l'UE par le biais de deux règlements d'application du règlement (CE) No 1107/2009 adoptés en 2013 et deux communications de la Commission[42]. « Ces cinq textes marquent un tournant dans l'introduction des lignes directrices de l'OCDE dans le système expertal européen, puisqu'ils procèdent pour la première fois à leur importation massive : cent cinq lignes directrices de l'OCDE ont été européanisées. Quantitativement, les normes océdéennes sont les plus nombreuses en droit européen ». Quant à son contenu, l'AMD dispose que les essais doivent être réalisés conformément aux « lignes directrices pour les essais », à savoir les règles qui contiennent les méthodes scientifiques de production des savoirs sur les produits chimiques. L'analyse juridique de Martin (2016) s'attache à montrer l'absence de transparence dans les processus d'élaboration de ces règles par de nombreux experts. Le domaine est pourtant empreint d'une grande incertitude et les limites scientifiques à prédire tous les risques possibles pour l'environnement et les choix méthodologiques qui en résultent, devraient être clairement énoncés selon le principe de précaution qui s'applique aux PPP. « Sur le plan strictement juridique, la conséquence de cette pluralité d'auteurs des normes est la nécessaire articulation d'un écheveau de textes d'autant plus difficile à réaliser que ces règles demeurent largement inconnues hors de la sphère industrielle, qu'elles sont hautement techniques, difficilement compréhensibles et longues et que leur caractère juridiquement contraignant ne va pas de soi » (Martin, 2016). En effet, selon Martin, le fait que l'OCDE produise en général du droit « mou », non contraignant d'un point de vue juridique formel, et ne possède pas de juridiction propre (au contraire de l'OMC, par exemple) explique sa « discrétion normative », qui passe sous le radar des chercheurs en droit. Pourtant, selon cette autrice, c'est « vers l'OCDE qu'il faut tourner les regards et chercher des réponses à une question fondamentale pour l'évaluation des produits chimiques : comment cette organisation gère-t-elle les liens et conflits d'intérêts des scientifiques qui élaborent les normes de production des savoirs ? Car si l'EFSA, sanctionnée par le Parlement européen pour mauvaise gestion de ce type de conflits, est souvent montrée du doigt, l'OCDE demeure dans l'ombre ».

Interactions expertise, industrie, marché et État

La part de la logique privée et commerciale des industriels producteurs de PPP est également discutée en science politique et en sociologie. Demortain et Boullier (2019), à partir de l'étude d'une méthodologie mise en pratique au sein de l'EPA aux USA (relations structure-activité), montrent comment ce résultat est moins celui d'une imposition unilatérale des industriels que d'une anticipation croisée entre les logiques de marché et administratives. Une part de la littérature en sciences sociales compare les cas français et étasuniens du fait des origines américaines des principes de la toxicologie et de l'épidémiologie au sujet des PPP (Jouzel, 2019).

Les interactions entre expertise, industrie, marché et État aboutissent à ce que ces auteurs appellent « une expertise par le marché ». La méthodologie mise au point par l'industrie correspond aux contraintes des administrations (délais d'évaluation, permettant d'éviter les tests sur animaux *in vivo*, ou *in vitro* – sur matériaux biologiques notamment cellulaires –, accompagnement de logiciels spécifiques). L'expertise des produits et de leurs risques émerge dans une situation qui se construit à la confluence d'une compétence scientifique (la chimie computationnelle, drug design), d'une problématique administrative et du marché qui émerge — la somme des produits à évaluer et l'incertitude qui les entoure. C'est à travers le cas de la formation des utilisateurs des PPP, telle que mise en place en France, qu'Ansaloni (2017) analyse le désengagement de l'Etat dans l'usage des pesticides. En déléguant aux acteurs privés la formation des utilisateurs donnant accès à l'achat des PPP, l'État français a initié un nouveau marché, « modalité centrale d'exercice du pouvoir politique contemporain, qui consiste à prendre un problème public en initiant un marché ». Cela répond à un manque de ressources du côté de l'État lié à la cogestion du monde agricole, dominé par des acteurs porteurs d'une vision normative de l'utilisation des PPP. Comme illustration de ce même mouvement, on peut citer les Certificats d'économie de produits phytopharmaceutiques (CEPP), mis en place en France, par la loi d'avenir de l'agriculture de 2014 et qui donnent aussi lieu à un marché (Doussan, 2020).

[42]Règl. 283/2013 du 1er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux substances actives ; Règl. 284/2013 du 1er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux produits phytopharmaceutiques. Les communications de la Commission ont trait aux mêmes sujets, cf. JO UE C 95 du 03.04.2013, p. 1 et p. 21.

Cette littérature montre certes un effet unilatéral d'influence directe du secteur privé sur la réglementation des PPP, mais s'intéresse surtout à la manière dont les logiques contemporaines entre les politiques publiques et le secteur privé interagissent et aboutissent à des compromis de régulation (Boullier, 2021). L'approche historique permet d'inscrire ces interactions dans une perspective plus longue. Jas (2007) a ainsi montré comment l'édiction des réglementations, en France, dès la fin du XIX^{e} siècle, a accompagné plus que remis en cause le développement de l'agriculture intensive et l'usage des pesticides (Jas, 2007). Jouzel (2019) montre qu'aux USA comme en France, les réglementations au sujet des risques sanitaires dans l'utilisation des PPP « constituent un élément central de légitimation de la diffusion de cette technologie de protection des récoltes, au moment où les progrès de la chimie de synthèse ouvrent des perspectives inédites de développement pour l'industrie phytopharmaceutique ».

Robinson *et al*. (2020) critiquent également la conception des méthodologies d'évaluation des risques, qui « déterminent les données que les autorités réglementaires examineront, la manière dont elles les interpréteront et ce à quoi elles resteront – légalement – aveugles ». Or un bilan des méthodes d'évaluation des risques des PPP a montré que 11 sur 12 étudiées étaient développées ou promues par les industriels, montrant ainsi que les industriels écrivent « leurs propres règles »[43].

Il convient de signaler à ce propos que le règlement (UE) du 20 juin 2019 No 2019/1381 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire et applicable depuis mars 2021 répond à certaines de ces critiques (Parlement européen, 2019). Un registre des études commandées ou réalisées par les demandeurs à l'appui de leur demande est créé ; ils ont désormais l'obligation de les notifier à l'EFSA sous peine que leur demande ne soit pas considérée valide ou recevable. Cette nouvelle obligation vise à permettre à l'EFSA de vérifier si les organisations qui sollicitent une évaluation des risques ne dissimulent pas des études qui leur sont défavorables. Et, afin qu'elle puisse disposer de l'ensemble des études scientifiques pertinentes, l'EFSA doit consulter les parties intéressées et le public en ce qui concerne les études à l'appui de demandes d'autorisation une fois qu'elle les aura rendues publiques pour déterminer si d'autres études scientifiques pertinentes sont disponibles. En outre, ce règlement met en place un nouvel outil de vérification, à savoir la commande d'études supplémentaires ayant pour objet de vérifier les preuves utilisées dans l'évaluation des risques, pour aborder des cas spécifiques de haute importance sociétale qui suscitent de graves controverses ou présentent des résultats contradictoires. Financées sur le budget de l'Union, leur déclenchement sera décidé par la Commission. Des contrôles et des audits peuvent en outre être effectués par des experts de la commission pour vérifier la conformité des laboratoires et des études avec les normes. A cet effet, le budget de l'EFSA est augmenté. Selon Jamay (2020), le règlement (UE) No 2019/1381, ainsi que les apports jurisprudentiels dans le même sens, « témoignent d'une tendance lourde vers un élargissement du droit à l'information en matière de risques sanitaires liés à l'environnement et ouvrent la voie à un droit à la contre-expertise ».

Indépendance des agences chargées de l'évaluation au regard des intérêts des producteurs

En second lieu, ces mêmes auteurs (Robinson *et al.*, 2020) estiment que l'indépendance des agences impliquées dans la réglementation des pesticides est compromise. Les auteurs citent plusieurs exemples où ces agences d'évaluation ont été mises en cause, comme des agences allemandes, mais aussi l'EFSA dont les membres pratiquent le pantouflage (les auteurs précisent que les règles de prévention des conflits d'intérêt ont été renforcées depuis 2017 où un rapport avait montré que près de 46% de ses experts avaient un conflit financier d'intérêt avec les secteurs économiques de l'agroalimentaire). Dans le même sens, Robinson *et al.* (2020) indiquent que l'organisation de lobbying scientifique la plus connue (à laquelle sont liés nombre de scientifiques siégeant dans des agences d'évaluation) est l'Institut International des Sciences de la Vie (l'ILSI, International Life Science Institute), une organisation privée internationale basée à Washington, fondée et financée par la plupart des grandes entreprises internationales pour défendre leurs intérêts. Les « Monsanto papers » ont également permis de révéler certains pratiques de fraude scientifique comme le recours à un prête-plume (pratique qui consiste à obtenir, en

[43] Voir également : Générations Futures and Pesticide Action Network Europe, (2018). Industry Writing Its Own Rules, Générations Futures and Pesticide Action Network Europe. https://www.pan-europe.info/press-releases/2018/02/industry-writing-its-own-rules [Consulté le 04 mars 2022]

échange d'une rémunération, l'approbation et la signature de scientifiques de renom pour des articles ou des rapports rédigés par des employés de l'entreprise) (Krimsky et Gillam, 2018).

Des données scientifiques fournies par le pétitionnaire

A propos du poids des études scientifiques fournies par les pétitionnaires, la juriste Röttger-Wirtz (2020) note qu'un grand accent est mis sur les études soumises par le candidat car celles-ci sont conformes aux Bonnes pratiques de laboratoire (BPL), tandis que les études universitaires sont souvent conçues et réalisées selon des conceptions plus originales et moins standardisées. Toutefois, remarque l'autrice, et comme l'ont également noté d'autres chercheurs, « cela ne change rien au choix fondamental de faire peser sur l'industrie la charge – et aussi la possibilité – de prouver la sécurité d'un pesticide, ce qui signifie toujours que les données de l'industrie sont, dans un certain sens, privilégiées et déterminent dans une large mesure l'évaluation des risques. ». Ce choix politique est analysé par Jouzel et Lascoumes (2011) à propos du règlement REACH : « plutôt que de postuler qu'une administration s'appuyant sur la science pourrait « résoudre » le problème des substances toxiques circulant dans l'environnement, REACH invente un « détour » de régulation en plaçant « l'agent », l'industriel qui traditionnellement subit la régulation, en position active de premier rang dans la production d'informations sur la dangerosité des substances chimiques » (Jouzel et Lascoumes (2011), spé. p. 198). Les auteurs notent que « dans ce contexte, l'ECHA[44] constitue moins un outil de repérage des substances dangereuses, comme c'est le cas de l'EPA ou de l'OSHA aux États-Unis, qu'un instrument de validation des informations fournies par les industriels ».

Il est à noter que la question du poids donné aux études fournies par les pétitionnaires était posée à la CJUE, qui répond, dans son arrêt du 1er oct. 2019, que les autorités compétentes doivent « ne pas donner dans tous les cas un poids prépondérant aux études fournies par le demandeur ».

Le fait que la décision publique, d'autoriser ou non la mise sur le marché des PPP et de leurs différents composants, repose principalement sur des données d'évaluation fournies par le pétitionnaire, pose la question des conflits d'intérêts. Robinson *et al.* (2020) en détaillent plusieurs exemples[45]. En premier lieu, ces auteurs analysent le fait que le pétitionnaire procède lui-même à ses propres tests comme une situation de conflits d'intérêts dans la mesure où il a bien évidemment intérêt à ce que les substances et produits qu'il entend commercialiser soient considérés comme remplissant les exigences réglementaires. A l'appui, les auteurs citent des cas de fraudes dans les études conduites par le pétitionnaire ou les laboratoires mandatés par lui, mais aussi plus généralement le fait que de nombreuses études montrent l'existence de biais de financement, c'est-à-dire le fait que les études parrainées par l'industrie et/ou celles avec des auteurs affiliés à l'industrie sont beaucoup plus susceptibles de conclure à l'innocuité que les études réalisées par des scientifiques indépendants de l'industrie. Les auteurs notent que si le principe selon lequel c'est au pétitionnaire d'apporter la preuve de l'innocuité de la substance ou du produit qu'il désire mettre sur le marché, et ainsi de conduire lui-même les études lui permettant d'apporter cette preuve, est tout à fait judicieux, sa mise en application entraine des effets pervers, à tel point que l'objectif de la réglementation – protéger la santé et l'environnement – est menacé.

Le droit à l'information versus *le secret industriel*

Reconnu dès 1990 par l'UE, le droit à l'information du public en matière d'environnement est consacré par la Convention d'Aarhus de 1998. Le droit à l'information exige l'accès aux documents administratifs mais aussi aux informations relatives aux pollutions, détenues par des personnes privées. En matière de PPP, ce droit couvre, en particulier, les informations contenues dans les dossiers de demande d'approbation ou d'AMM. Toutefois, certaines de ces informations peuvent être exclues du droit d'accès ; c'est le cas des données dites confidentielles en ce qu'elles tombent alors sous la protection du secret industriel. L'article 63 du règlement (CE) No 1107/2009 dispose

[44] European Chemicals Agency, équivalent de l'Efsa pour les produits chimiques hors PPP.

[45] On pourra aussi se reporter aux nombreuses références scientifiques citées par de Vendômois *et al*. de Vendômois, J.S.; Bourdineaud, J.-P.; Apoteker, N.D.; Gaillard, E.; Lepage, C.; Testart, J.; Vélot, C., 2021. *Approche transdisciplinaire pour un état des lieux et une réforme en profondeur de l'expertise réglementaire dans le domaine de la toxicologie et de la sécurité environnementales*. Poitiers: CRIIGEN, 39 p. https://criigen.org/wp-content/uploads/2021/02/REVISED-2-Manuscript-Spiroux-et-al_FR-avec-DOI_Y-01.pdf.

que toute personne demandant que des informations soient traitées de manière confidentielle est tenue d'apporter « une preuve vérifiable démontrant que la divulgation de ces informations pourrait porter atteinte à ses intérêts commerciaux ou à la protection de sa vie privée et de son intégrité ». Si Robinson *et al.* (2020) relèvent la difficulté d'obtenir des informations sur les dossiers d'AMM en raison du secret industriel, ils notent aussi que les quantités énormes de données sont également un obstacle dans la mesure où il est très difficile, voire impossible, pour un chercheur de les vérifier.

La question de l'accès à l'information en matière de PPP a fait l'objet de plusieurs analyses juridiques commentant des arrêts de la CJUE, ainsi que les modifications apportées par le règlement (UE) 2019/1381 (Parlement européen, 2019). Les auteurs relèvent par exemple qu'alors que, dans le cadre du contentieux relatif au glyphosate, la Commission et l'EFSA ont refusé à plusieurs reprises l'accès aux études fondant l'autorisation de mise sur le marché de la substance, le juge de l'Union a fait une interprétation large de la notion d'informations relatives à des émissions dans l'environnement pour permettre leur communication. En effet, les juges considèrent qu'un PPP est « destiné à être libéré dans l'environnement en raison de sa fonction même » et qu'en conséquence les informations relatives à des produits doivent être considérées comme des informations relatives à des « émissions dans l'environnement » au sens des règles traitant du droit à l'information en matière d'environnement. Même si selon la Cour, toute information contenue dans les études et dossiers de demande d'approbation et d'autorisation ne relève pas systématiquement de ce droit, les informations à propos desquelles les industriels peuvent invoquer le secret professionnel sont donc réduites de manière significative.

On notera que certaines des affaires concernaient une substance active néonicotinoïde (imidaclopride) et le glyphosate, et que les carences que ces contentieux ont révélées ont suscité une réforme de l'évaluation des risques afin de renforcer sa transparence et son indépendance, qui répondait également à une requête formulée dans le cadre de l'initiative citoyenne européenne « Ban Glyphosate » déposée en janvier 2017 devant la Commission européenne. Pour rappel, le règlement (UE) No 1381/2019 du 20 juin 2019 (entré en application en mars 2021) relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, modifie, entre autres, le règlement (CE) No 1107/2009 et accroît le droit à l'information du public (Parlement européen, 2019).

Les difficultés d'accès aux informations relatives aux PPP, comme à d'autres produits potentiellement dangereux, sont également identifiées comme l'une des causes de la perte de confiance du public dans les agences d'évaluation (Médevielle *et al.*, 2019).

Sur le manque de transparence de manière plus générale, Robinson *et al.* (2020) estiment qu'il laisse les autorités administratives seules juges de l'évaluation de la pertinence et de la fiabilité des montagnes de données fournies par les pétitionnaires, alors même que rendre ces données accessibles au public permettrait un contrôle extérieur et plus démocratique. Ce manque de transparence et de respect du droit à l'information du public est dû à la possibilité pour les pétitionnaires de fournir des données non publiées (par exemple, selon les auteurs, les rapports complets d'études toxicologiques sur les animaux sont généralement non publiés mais ils peuvent être obtenus lors des consultations publiques des documents issus de l'évaluation du risque). De plus, comme vu plus haut, le règlement (CE) No 1107/2009 prévoit la protection de données dont la divulgation est de nature à porter atteinte au secret industriel. Les auteurs relèvent aussi l'absence d'enregistrement de toutes les études pratiquées par le pétitionnaire, ce qui lui permet donc de choisir et de ne présenter que celles qui lui sont le plus favorables[46]. Là encore, le règlement (UE) No 2019/1381 apporte des modifications, puisqu'il crée un registre des études commandées ou réalisées par les demandeurs à l'appui de leur demande, lesquels devront les notifier à l'EFSA qui pourra vérifier s'ils ne cherchent pas à dissimuler des études qui leur sont défavorables. Ce même règlement

[46] « L'absence d'enregistrement de toutes les études de l'industrie permet le "picorage" : Il n'y a aucune obligation d'enregistrer à l'avance tous les tests de sécurité effectués par l'industrie et de publier tous les résultats. Ainsi, l'industrie peut garder des études secrètes si les résultats sont défavorables, le biais de publication qui en résulte faussant les résultats de l'évaluation » Robinson, C.; Portier, C.J.; Cavoski, A.; Mesnage, R.; Roger, A.; Clausing, P.; Whaley, P.; Muilerman, H.; Lyssimachou, A., 2020. Achieving a High Level of Protection from Pesticides in Europe: Problems with the Current Risk Assessment Procedure and Solutions. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 450-480. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.18.

met également en place un nouvel outil de vérification, à savoir la commande d'études supplémentaires ayant pour objet de vérifier les preuves utilisées dans l'évaluation des risques, pour aborder des cas spécifiques de haute importance sociétale qui suscitent de graves controverses ou présentent des résultats contradictoires.

4.2.4. Les contestations

Au sujet des effets sur la santé humaine, Jouzel (2019) note qu'il a fallu attendre la fin des années 2000, en France, pour que ces effets fassent l'objet d'une appropriation sociale, aussi bien par les services de l'État concernés que par les individus. Le modèle associatif est le plus sollicité dans la mobilisation pour dénoncer les effets des PPP tout d'abord sur la santé des utilisateurs. Les mobilisations d'agriculteurs (Jouzel et Prete, 2014) et/ou d'ouvriers agricoles en France (Decosse, 2013) et à l'étranger (Halfacre-Hitchcock *et al.*, 2006) rendent compte de la complexité de la construction du statut de victime et de la reconnaissance de l'exposition. Les mobilisations d'associations de consommateurs (Guthman et Brown, 2016) et/ou d'environnementalistes (Harrison, 2008) s'inscrivent dans le champ de la justice environnementale qui dénonce l'accumulation des inégalités sociales et les expositions environnementales néfastes à la santé. Ce sont majoritairement les abeilles et les pollinisateurs qui ont suscité des mobilisations quant aux effets des PPP sur la biodiversité. Celles-ci étendent l'enjeu de l'apiculture à celui des services écosystémiques rendus par les pollinisateurs au sein de la crise environnementale d'ordre planétaire : « Une série de glissements s'est ainsi opérée : de l'apiculture et l'abeille domestique à la biodiversité et aux pollinisateurs en général, du monde apicole au monde environnemental, de la production du miel à la fourniture de services » (Fortier *et al.*, 2020). On peut voir les mobilisations autour de la réglementation des néonicotinoïdes comme la continuité de l'émergence de ce problème public autour des abeilles (Suryanarayanan, 2013 ; Demortain, 2021). Le cas du glyphosate est également révélateur de l'émergence de la mobilisation à partir de controverses au sujet de la réglementation (Hendlin *et al.*, 2020 ; Muller, 2021).

Dans le cadre de la présente expertise, nous nous concentrerons sur la bibliographie relative à la contestation de la réglementation elle-même et en particulier la question de l'évaluation des risques des PPP.

Un contentieux exponentiel

L'activité de ces groupes peut également se traduire par des actions contentieuses. A cet égard, plusieurs auteurs juristes constatent un accroissement du contentieux, davantage fondé sur des atteintes à la santé humaine (utilisateurs notamment), qu'à la biodiversité, en particulier concernant les actions en responsabilité afin de demander réparation des dommages. En effet, le caractère diffus des pollutions par les pesticides explique la très grande difficulté et souvent l'impossibilité d'établir la preuve du lien causal entre des produits épandus et des atteintes à l'environnement et plus encore à la biodiversité. De manière générale, l'accroissement du contentieux est multifactoriel : une acuité plus forte de la société sur les dangers des pesticides, notamment depuis que les perturbateurs endocriniens sont davantage connus du grand public, la médiatisation de certaines affaires (comme par ex. l'affaire P. François c/ Monsanto), la tenue du« tribunal » Monsanto en 2016-2017[47], une interprétation élargie du droit à l'information par les arrêts de la CJUE du 23 novembre 2016 (cf. supra) et la constitution de réseaux susceptibles d'accompagner et d'aider les actions en justice[48]. Selon Lucas (2019), l'accroissement des contentieux autour des pesticides est « inévitable » et de plus les décisions favorables aux victimes sont susceptibles de créer un « appel d'air » : « De telles décisions, si elles venaient à s'accroitre fortement, reviendraient à remettre en cause le système existant d'encadrement des produits phytopharmaceutiques ».

[47] https://fr.monsantotribunal.org/
[48] Voir par ex. l'association Phyto-victimes d'aide aux professionnels victimes des pesticides https://www.phyto-victimes.fr

Le rôle croissant du juge[49] dans l'évaluation des risques

Plusieurs types de contentieux peuvent donner au juge l'occasion de se prononcer sur les conditions d'application du droit des PPP (Lucas, 2019)[50]. En ce qui concerne les contentieux relatifs aux AMM, ils peuvent être intentés soit par les producteurs qui contestent un refus et entendent apporter la preuve de leur innocuité de leurs produits, soit par des personnes justifiant d'un intérêt à agir, comme les associations de protection de l'environnement, lorsqu'elles estiment que la décision publique d'AMM n'est pas conforme aux règles applicables. Est placée au centre de ces contentieux, l'expertise dite décisionnelle[51], c'est-à-dire le fait pour l'auteur d'une décision publique de recourir à des expertises scientifiques/techniques, ce qui est typiquement le cas concernant les approbations de substances et les AMM de produits.

Sur ce point, les auteurs en droit s'entendent pour observer, d'une part, que cette expertise est de plus en plus l'objet même de la demande en justice, en particulier dans le domaine sanitaire et environnemental, notamment sous l'effet du principe de précaution et, d'autre part, que le rôle du juge évolue. L'étude de Noiville (2011), quoique relativement ancienne, semble bien représentative, elle montre une évolution d'un rôle du juge (UE et national français) qui passe de guide des instances publiques à un rôle d'arbitre de l'expertise scientifique. Cette étude montre comment le juge donne un guide à l'administration qui conditionne la légalité de ses décisions. Le phénomène n'est pas franchement nouveau, et a fait l'objet de travaux plus anciens sur l'évolution du rôle du juge, où il a pu être relevé une « emprise croissante du contrôle du juge sur les motifs de l'acte administratif, c'est-à-dire essentiellement sur le pouvoir de qualification des faits » (Cayla, 1993). Les travaux sur l'expertise décisionnelle s'inscrivent également dans les très nombreuses études en droit portant sur le contrôle juridictionnel de l'application du principe de précaution.

Globalement, ces travaux montrent que i) en contexte d'incertitude scientifique, l'expertise ne peut pas dicter les décisions, donc les pouvoirs publics opèrent des choix en fonction du « niveau de risque » qu'ils estiment « acceptable » et ii) l'expertise est un prérequis, c'est-à-dire que le risque, à défaut de preuve de son existence, ne doit pas être hypothétique, il doit être étayé par des données scientifiques. Le contrôle du juge porte donc sur ces deux points (par exemple sur le processus d'évaluation des risques, le choix des experts, la prise en compte des opinions minoritaires, etc.) (Lucas, 2016). On peut citer par exemple, les commentaires relatifs à la décision du TA de Lyon du 15 janvier 2019 (n°1704067) où les juges annulent l'AMM du Roundup Pro 360, sur le fondement du principe de précaution (Guinard, 2020 : Droit de l'Environnement, 2019 ; Hermon, 2020). Les auteurs montrent comment le tribunal examine les risques, dénoncés par les requérants, de cancérogénéité, de reprotoxicité et le risque environnemental, en croisant les sources pour, par cumul d'indices, conclure que les risques sont plausibles pour l'homme, et avérés pour l'environnement. Ce qui est le plus frappant, selon Hermon (2020), c'est que les juges annulent l'AMM délivrée par l'Anses, alors que le contrôle de l'application du principe de précaution ne conduit pas, en principe, à une telle solution. On notera à ce propos que cette décision a été confirmée par la Cour d'appel qui avait été saisie par la société Monsanto (devenue *Bayer Seeds*) et l'Anses, pour annuler la décision du tribunal administratif (CAA Lyon, n°19LY01017 du 29 juin 2021). Ainsi, dans le domaine des PPP, « l'analyse de la jurisprudence récente montre que le cadre juridique des produits phytopharmaceutiques est construit de façon substantielle par le juge » (Guinard, 2020).

Par exemple, Delmas (2020) analyse l'interprétation des présomptions par les juges dans plusieurs types de contentieux pesticides[52]. Rappelons qu'en matière de PPP la preuve qui doit être apportée par le pétitionnaire est

---

[49] Terme générique qui comprend tous les ordres juridictionnels, qu'ils soient du niveau de l'UE ou français [administratifs (contrôle des décisions publiques principalement), civil (actions en responsabilité pour dommage par ex), pénal (infractions concernant des PPP)

[50] Concernant la variété des parties à l'instance, les différentes actions, ainsi que les différents fondements de ces actions, voir. M. Lucas Lucas, M., 2019. Quelles réponses jurisprudentielles en cas d'incertitudes scientifiques ? Eclairages sur les spécificités du contentieux pesticides. In: Daugareilh, I.d., ed. *L'accès à la justice sociale. La place du juge et des corps intermédiaires. Approche comparative et internationale*. Bruylant, 233-276. , spé. p. 239 et s.

[51] La littérature en droit la distingue de l'expertise judiciaire (ou plus exactement juridictionnelle) c'est-à-dire les cas où le juge ordonne une expertise lorsque le contentieux présente des difficultés scientifiques ou techniques, pour l'aider dans sa décision.

[52] L'auteur analyse le contentieux au regard du droit civil français. La présomption est définie comme le raisonnement selon lequel, de l'établissement d'un fait on induit un autre fait qui n'est pas prouvé et « Les présomptions qui ne sont pas établies par la loi sont laissées à l'appréciation du juge, qui doit les admettre que si elles sont graves, précises et concordantes (…) » (art. 1382 C.civ.). Pour une interprétation

celle de l'innocuité du produit ou de la substance, en ce qui concerne la santé humaine, et la preuve d'absence d'effet « inacceptable » sur l'environnement. Ce sont donc les données scientifiques mobilisées dans les dossiers qui constituent les preuves formelles ou, en cas d'incertitudes, les présomptions qui fondent la décision publique d'autoriser ou non. Delmas (2020) examine comment le juge articule les réglementations avec les données scientifiques pour apprécier les présomptions et aussi comment, dans un contexte scientifique en évolution, il s'appuie sur des présomptions établies par la loi ou un corpus normatif. Par exemple, quant à l'appréciation des présomptions par le juge, l'auteur note que « Tout système qui vise à assoir la qualité des études scientifiques est de nature à être considéré, dans le contrôle par le juge des données scientifiques de base, comme élément venant renforcer la présomption ». La question de la qualité des données est particulièrement importante dans le contrôle du juge dans le cadre du principe de précaution. Selon les situations, le juge va trancher en se fondant sur le niveau de détail des argumentations des parties[53] ou pondère sa décision selon que les preuves sont apportées en faveur de l'innocuité ou au contraire de la nocivité (par exemple, la probabilité qu'une substance puisse avoir un effet néfaste peut suffire pour établir un lien de causalité, les exigences seront plus fortes concernant la présomption d'innocuité). L'auteur note ainsi que « Obtenir l'annulation d'une reconnaissance de dangers établie par une autorité régulatrice suppose donc de réunir une argumentation qui soit jugée plus solide que celle utilisée établissant le danger. Le requérant doit apporter des arguments qui doivent être suffisants non pas pour apporter une causalité scientifique propre, mais pour priver de plausibilité la décision contestée. Inversement, obtenir une reconnaissance de dangers par les juges là où l'autorité régulatrice ne l'a pas fait est possible en cas de controverses scientifiques, en application du principe de précaution ». Ce constat est également fait par Lucas (2019) qui note que lorsque l'innocuité du pesticide pour les personnes et l'environnement ne peut être prouvée au stade de la mise sur le marché (ou de son renouvellement) en raison d'incertitudes, le produit doit être refusé ou retiré. En matière de responsabilité, c'est l'inverse, c'est-à-dire que dès lors qu'il ne peut être prouvé que le dommage ne vient pas exclusivement de l'exposition aux pesticides, le juge conclut au rejet de la demande.

Un argument, relevé par Delmas (2020), qui pourrait être utilisé dans les contentieux relatifs aux AMM est le fait que la preuve qu'une substance se trouve régulièrement dans des milieux naturels à des concentrations supérieures aux seuils réglementaires constituerait une présomption ou un indice qui vient grossir un faisceau, voire une preuve formelle, qu'un PPP ne répond pas à l'une des conditions exigées par son AMM. En effet, le fait que les concentrations dans le milieu naturel soient supérieures aux seuils réglementaires (fixés par exemple au regard du bon état écologique visé par la directive 2000/60/CE cadre sur l'eau (2000)), pourrait constituer un élément de preuve ou une présomption du fait que i) les conditions d'emploi prescrites ne sont pas de nature à éviter les atteintes à l'environnement et/ou ii) que la condition relative à l'absence d'effet inacceptable sur l'environnement n'est pas remplie ; dans les deux cas, le juge pourrait considérer que l'AMM est à ce titre non conforme au règlement (CE) No 1107/2009[54].

Pour finir on notera que les auteurs, tant français qu'étrangers, sont globalement favorables[55] à l'exercice d'un pouvoir juridictionnel assez étendu en matière de PPP, comme dans d'autres domaines marqués par les controverses et incertitudes scientifiques.

Certains estiment que ce pouvoir pourrait être davantage poussé encore, à propos de la décision jugée souvent trop timide de la CJUE, dans son arrêt du 1er octobre 2019 à propos de la conformité du règlement (CE) No 1107/2009 au regard du principe de précaution (Arcuri et Hendlin, 2019 ; Jamay, 2019).

---

plus restrictive quant à l'utilisation des présomptions par le juge, *cf.* M. Lucas Lucas, M., 2016. Les données scientifiques dans le contentieux pesticide. *Droit de l'Environnement*, n° 245: 182-187. .

[53] Par ex. Conseil d'État, 7 mars 2012, n°329249.

[54] Si l'argument parait recevable juridiquement, O. Delmas en l'appliquant à la décision du TA Lyon, n°1704067, du 15 janvier 2019, qui a conduit à l'annulation de l'AMM du Roundup Pro 360, semble aller toutefois plus loin que les juges eux-mêmes. Si l'argument figurait en effet dans la requête formulée par le CRIIGEN, les juges ont considéré que l'Anses avait commis une erreur d'appréciation au regard du principe de précaution en délivrant l'AMM, qui a été annulée à ce titre. Dès lors, les juges n'ont pas estimé nécessaire d'examiner les autres moyens de la requête. L'argument n'est pas non plus examiné par les juges d'appel qui ont confirmé la décision du TA de Lyon (CAA Lyon, 19LY01017 du 29 juin 2021).

[55] En sens contraire, voir Gallage-Alwis et Boret Gallage-Alwis, S.; Boret, A., 2014. Pesticides : vers une judiciarisation de leur utilisation ? *Droit de l'environnement*, n°224: 206-208. , nb les 2 auteurs sont avocates.

Le juge saisi d'actes de désobéissance civile

Certains auteurs notent que les critiques émanant de la « société civile » (médias, ONG, mais aussi par exemple les arrêtés municipaux « anti-pesticides » en France, etc.) participent à l'accroissement des affaires contentieuses et à la sensibilisation des juges aux risques des pesticides.

Par exemple, à propos des arrêtés municipaux visant à interdire l'utilisation de pesticides ou de certains pesticides sur le territoire communal : à partir de 2019, c'est plus d'une centaine d'arrêtés municipaux dits anti-pesticides, qui sont adoptés avec pour objet de règlementer de manière plus ou moins étendue l'utilisation de produits phytopharmaceutiques[56]. La solution juridique est toutefois relativement claire : la police des PPP relève du pouvoir de police spéciale de l'État, hors donc du champ de la compétence des maires. Ces arrêtés constituaient ainsi autant d'actes de résistance politique, comme cela a pu être le cas en matière d'OGM par exemple. La quasi-totalité de ces arrêtés a fini par être annulée par les tribunaux administratifs, saisis par les préfets. Le Conseil d'État a toutefois été amené à se prononcer à deux reprises le 31 décembre 2020, pour fermer (définitivement ?) la porte qui avait été entrouverte par certains des juges du fond, qui se fondaient sur des circonstances locales exceptionnelles pour admettre l'intervention des maires dans un domaine relevant traditionnellement de la compétence de police spéciale de l'État[57]. Si la résistance de certains maires a tenté d'emprunter une autre voie, celle de la police des déchets, l'annulation a également été encourue (voir par ex. TA Cergy-Pontoise, n°2105854, 21 oct. 2021). Il a pu être noté que « Au-delà des réponses du droit positif, ces différentes tentatives de réglementation des pesticides, même limitées souvent aux espaces non agricoles et prises à l'occasion du vide juridique temporaire laissé par l'annulation partielle de l'arrêté du 17 mai 2017 relatif à l'utilisation de ces produits, contribuent à marquer un changement dans le regard porté par notre société vis-à-vis de ces produits, motivé d'ailleurs vraisemblablement davantage par des considérations de santé publique que de biodiversité » (Bodiguel et Doussan, 2021).

Certaines actions militantes ont d'ailleurs ouvertement pour objectif d'obliger un juge à se prononcer et on pourrait les qualifier d'actes de désobéissance civile. C'est notamment le cas de l'affaire Blaise où des militants ont été poursuivis pour avoir tagué des PPP contenant du glyphosate dans un magasin ; pour leur défense ils invoquent le non-respect du principe de précaution par le règlement (CE) No 1107/2009 ce qui donne lieu à une question préjudicielle posée par le tribunal correctionnel de Foix à la CJUE, donnant lieu à son arrêt du 1er octobre 2019. A ce propos, Röttger-Wirtz (2020) note que, paradoxalement, la saisine de la Cour de justice de l'UE se révèle un moyen plus facile pour interroger le cadre légal et plus simple et plus sûr de réussir qu'une action directe via l'article 263 du Traité sur le fonctionnement de l'UE (TFUE), c'est-à-dire la voie légale pour saisir la Cour par des particuliers.

La question de la désobéissance civile renvoie à la question des limites du rôle du juge. Ainsi, à propos de l'arrêt du 1er octobre 2019 de la CJUE, S. Röttger-Wirtz rappelle que le juge est tenu par les questions qui lui sont soumises. Elle note que si la CJUE a été critiquée pour son approche trop « déférente » de la réglementation au regard du principe de précaution, elle doute néanmoins que la Cour soit le bon forum pour résoudre les controverses entourant le glyphosate. Elle remarque que « En fin de compte, bien que bon nombre des préoccupations soulevées à propos du glyphosate concernent l'évaluation scientifique des risques, et que le juge puisse être saisi dans certains cas, il est également tout à fait évident que le débat autour du glyphosate touche des questions politiques sur l'avenir de l'agriculture et son impact sur la santé humaine et l'environnement. Or, ces questions ne peuvent être résolues par un juge mais doivent faire l'objet de débats de société dans le cadre de processus démocratiques ».

[56]Certains de ces arrêtés limitaient les restrictions à certains produits parmi les plus dangereux, d'autres excluaient les parcelles agricoles.
[57]Parmi les très nombreux commentaires, voir par exemple Hermon Hermon, C., 2020. Le maire peut être compétent pour interdire l'utilisation des pesticides. *Actualité juridique. Droit administratif (AJDA)*, 5: p. 307. .

4.3. L'identification de voies d'amélioration

4.3.1. Travaux traitant des bases scientifiques de l'évaluation

Les évolutions scientifiques font émerger de nouvelles connaissances sur les risques liés aux PPP ainsi que de multiples approches nouvelles pour étudier ces risques en amont. La présente partie récapitule les principales pistes d'amélioration relative à l'évaluation des PPP et de leurs composants et plus généralement de la gestion des risques qui leur sont liés, qui sont mentionnées dans la littérature.

Prise en compte des effets combinés, des effets populationnels et des effets générationnels

L'une des carences fréquemment citées dans la littérature porte sur l'analyse des effets combinés des substances chimiques sur les organismes et les écosystèmes (Bruhl et Zaller, 2019 ; Topping *et al.*, 2020). L'évolution récente de la réglementation va dans le sens de la prise en compte de ces effets, liés à l'exposition multiple pour la santé humaine, animale ou environnementale. Dans une ligne directrice de 2019, l'EFSA (More *et al.*, 2019) propose une démarche complète de l'analyse des risques avec différentes approches selon la nature du mélange étudié (substances similaires, même mécanisme d'action ou totalement différent). La méthodologie repose essentiellement sur une approche additive des effets toxiques. Cette ligne directrice ne porte que sur les mélanges de produits (c'est-à-dire les préparations avec plusieurs substances actives ou, potentiellement, les mélanges extemporanés de PPP). L'EFSA identifie également les manques et les voies de recherche pour améliorer la prise en compte de l'exposition multiple et des effets combinés, en suggérant le développement d'outils de modélisation propres à inclure plusieurs produits, des facteurs de risque environnementaux, des schémas d'exposition multiple à différentes périodes de l'année, ainsi que tous les outils et modèles permettant d'évaluer les effets de substances *in vitro* ou *in silico* sur des espèces très différentes.

Les articles évoquant la prise en compte des effets populationnels / communautaires / écosystémiques des pesticides sont également très nombreux, pointant souvent l'absence d'approche populationnelle des effets des pesticides. Les différents chapitres de cette expertise soulignent, à des degrés divers, les manques en la matière. On peut reprendre la synthèse de Köhler et Triebskorn (2013), par exemple, qui montre avec rigueur l'absence d'éléments scientifiques avérés et les besoins d'évolution des méthodes d'évaluation des risques pour ces niveaux d'organisation. Plus récemment, des développements scientifiques ont été proposés (voir par exemple Awkerman *et al*. (2020)) pouvant apporter des réponses à des manques identifiés, comme dans le cas présent avec les risques pour les populations d'amphibiens, répondant aux questions soulevées par l'EFSA en 2018. On constate une augmentation de la littérature et des outils de modélisation proposés pour répondre à cette demande majeure (Topping *et al.*, 2020).

Amélioration de la phytopharmacovigilance

Concernant la surveillance environnementale des PPP, l'EFSA n'y participe pas, mais comme pour la pharmacovigilance il serait utile d'avoir un retour d'information à la phase d'évaluation (ERA). En effet, la surveillance permet d'obtenir un schéma de l'utilisation des PPP au niveau spatio-temporel, et les défaillances de sécurité peuvent être surmontées en révisant les mesures d'atténuation et en suivant le processus de récupération. Des appels à une surveillance post-AMM ont été émis (European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018). En post-autorisation, il est proposé de mieux protéger les sols et leur biodiversité, de rendre transparentes les études de l'évaluation des risques, de mettre en place un plan d'action accélérant les réponses post-autorisation aux nouveaux risques identifiés, de limiter le nombre de dérogations pour l'usage des PPP interdits, de mettre en place une interdiction des ventes de PPP interdits vers d'autres continents, et la mise à disposition du public de tout nouveau résultat obtenu en post-autorisation (Storck *et al.*, 2017).

Depuis de nombreuses années, la communauté scientifique souligne le manque de surveillance à long terme sur le terrain à l'échelle des paysages du devenir des PPP dans les trois compartiments, (eau, sol air) et le biote, ainsi que leurs effets sur les organismes, notamment sur la surveillance post-marketing des pesticides (Jouzel et Prete,

2017). Pour améliorer l'état des connaissances et pour répondre aux défis de la surveillance des effets des PPP et atténuer leur impact dans les agrosystèmes, une initiative française (RECOTOX) d'un groupe de chercheurs cherche à développer des approches transversales à des échelles de systèmes socio-écologiques pertinents dans un réseau de sites *in natura* équipés (Mougin *et al.*, 2018). Il n'en demeure pas moins qu'aujourd'hui les facteurs clés contrôlant l'exposition des écosystèmes, la vulnérabilité et leur résilience à des échelles appropriées demeurent souvent insaisissables. Des chercheurs suisses ont également mis en place une vaste consultation de l'ensemble des acteurs pour travailler sur l'écotoxicologie du sol, afin d'en préserver les multiples fonctions et son impact sur la biodiversité et proposent sur la base de bioindicateurs de développer des standards de qualité environnementale (EQS, Environmental quality standard), en prenant en compte la diversité des pratiques et la qualité du sol (Wong *et al.*, 2018).

Très récemment (Andrade *et al.*, 2021), dans le cadre du dispositif Ecophyto et d'un programme de surveillance français lancé en 2012, les effets non intentionnels des pratiques agricoles, en particulier des produits phytopharmaceutiques sur la biodiversité des terres agricoles sont évalués, en mettant l'accent sur plusieurs groupes taxonomiques non ciblés par les pratiques (vers de terre, plantes, coléoptères et oiseaux) sur 500 parcelles exploitées. L'objectif est donc de détecter les changements dans la fréquence ou l'abondance des espèces indicatrices et les changements simultanés dans les pratiques agricoles, et d'améliorer nos connaissances. Après 4 années d'études, les premiers résultats montrent une richesse plus importante du nombre d'espèces en agriculture biologique qu'en conventionnelle (moyenne de 16.5 ± 6,4 vs. 14.1 ± 6,6) essentiellement liée au nombre d'espèces plus élevé en bordure de champ. Ce laboratoire à ciel ouvert a permis de prodiguer des conseils de base pour mener à bien ce type d'étude. Des problèmes sont cependant soulevés concernant des variables explicatives manquantes et l'hétérogénéité des compétences d'identification des observateurs pour certains taxons, avec toutefois un apport de données solides et conséquentes dans le contexte agricole.

Amélioration du recours à la modélisation

Le développement de la modélisation au service de l'évaluation du risque environnemental prend de plus en plus d'ampleur pour les différents compartiments et organismes. La modélisation peut porter sur des points spécifiques d'une approche (par exemple l'approche par Bench Mark Dose nécessite une modélisation statistique à partir des données des essais) ou proposer une analyse globale pour une population au sein d'un écosystème spatialisé. Une synthèse récente met en avant différents modèles populationnels et surtout les paramètres pertinents à prendre en compte, ainsi que les intérêts et limites de chaque approche (Accolla *et al.*, 2021). En l'état actuel des exigences réglementaires, les modèles ne portent pas sur une analyse des risques pour la biodiversité, en particulier sur les interactions entre niveaux trophiques.

Concernant l'évaluation des risques, malgré une importante couverture fournie par les protocoles expérimentaux, toutes les situations ne peuvent pas être testées expérimentalement, d'où l'intérêt des modèles d'effets mécanistiques (MEM) qui seraient des outils pour compléter l'expérimentation dans le cadre de l'évaluation des risques, également suggéré pour l'évaluation de niveau supérieur. Cela comprend des modèles écologiques, intégrant des modèles de populations, d'effets au niveau de l'individu et des modèles toxicocinétiques. Un groupe de la SETAC a fait 12 recommandations pour l'utilisation de ces modèles MEM (Hommen *et al.*, 2016) (par ex. adapter des scénarios à des espèces plus vulnérables, pas uniquement sur les effets toxiques mais en prenant en compte les traits d'histoire de vie, en incluant différentes régions d'Europe). Un effort important doit être fait pour les modèles utilisés en ERA afin de les rendre plus complets, plus pertinents sur le plan écologique et moins incertains, plus cohérents et plus rentables. L'examen des avantages et des inconvénients de l'ERA à travers le niveau d'organisation biologique (individu, population, communauté, écosystème, paysage), montre que le niveau d'organisation biologique étudié est souvent lié négativement à la facilité d'évaluer les relations de cause à effet, à la facilité de criblage à haut débit d'un grand nombre d'échantillons et à la facilité d'analyse des données et la quantification des effets. Un niveau idéal d'organisation biologique pour mener les ERA n'émergera que si l'évaluation est abordée simultanément du bas de l'organisation biologique (individu) vers le haut et réciproquement, tout en utilisant des approches de modélisation mathématiques quand c'est possible (Rohr *et al.*, 2016). Certains auteurs (Benford *et al.*, 2016) suggèrent une correction à court terme en augmentant le facteur de

sécurité d'un facteur d'au moins 10 pour tous les niveaux pour couvrir les incertitudes découlant du contexte écologique, paysager et de la gestion. Cela conduirait aussi à délivrer une AMM provisoire comme un nouveau paradigme, intégrant un rapprochement des cadres juridiques, des parties prenantes et des institutions, pour intégrer les PPP dans un cadre global de politique environnementale avec des mesures appropriées (ex. forte utilisation de PPP, mise en place de zone tampon). L'ensemble nécessiterait l'adaptation d'un nouveau cadre et des changements institutionnels, qui pourraient être guidés par des systèmes d'indicateurs agro-environnementaux, tout cela pour un processus d'évaluation des risques plus réaliste, intégrant les intérêts de toutes les parties prenantes (Maltby *et al.*, 2018).

L'EFSA propose, depuis 2014, une ligne directrice sur les bonnes pratiques de modélisation, destinée aux personnes en charge de l'évaluation du risque (2014). Cette ligne directrice est un instrument destiné à analyser la pertinence d'un modèle au travers d'une analyse détaillée des points critiques (formulation du problème, domaine d'application, espèce(s), scénario environnemental, niveau d'intégration, etc.). Pour autant, cette ligne directrice n'a pas pour objet de formaliser ou de développer les modèles dans l'évaluation du risque mais bien d'accompagner leur utilisation. Les outils de modélisation trouvent de plus en plus leur place dans les documents guides et recommandations pour l'ERA des pesticides.

En 2013, un document guide de l'EFSA sur l'évaluation du risque pour les abeilles a été publié (2013) après plusieurs années de débat sur les effets des néonicotinoïdes sur les insectes pollinisateurs. A la suite de cette publication, le projet « Must-B », qui avait pour objectif de développer « une approche holistique pour l'évaluation des risques associés aux facteurs de stress multiples chez les abeilles domestiques »[58] a été porté par l'agence. Il a abouti, notamment, à la publication d'une opinion scientifique recommandant l'utilisation du modèle « BEEHAVE » (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015) pour l'évaluation du risque des PPP dans une première étape. Le projet a permis de formaliser un modèle « conceptuel » en 2016, les spécifications pour la collecte des données relatives aux abeilles. Une opinion scientifique a ensuite été publiée en 2021 sur une ERA systémique proposant un modèle global nommé ApisRAM (EFSA Scientific Committee *et al.*, 2021) qui intègre les pratiques d'élevage, les facteurs de stress environnementaux et sanitaires dont les PPP. Cette dernière publication propose également un calendrier de mise en œuvre progressive du modèle jusqu'en 2025. On voit qu'il faudra ainsi près de 12 ans entre la première publication de l'EFSA et la mise en place effective d'un modèle intégré d'ERA pour les abeilles. Cet exemple illustre la complexité et la durée de cette démarche de prise en compte des nouveaux outils de modélisation.

Intégration d'une approche systémique (biodiversité – services écosystémiques)

Un cadre prenant en compte la biodiversité et les services écosystémiques (Benford *et al.*, 2016) dans l'évaluation des risques a été proposé abordant : l'identification des services écosystémiques pertinents, l'identification des unités prestataires de services et la spécification du niveau et les paramètres de protection de ces unités. Cela implique d'évaluer les entités écologiques, les attributs à étudier à différentes échelles spatio-temporelles pour des effets biologiques pertinents dans le cas des produits réglementés (produits phytopharmaceutiques, OGM et additifs alimentaires). Ce document faisait écho à l'étude des pistes décrites précédemment (Devos *et al.*, 2016) pour améliorer les évaluations des risques environnementaux, qui préconise d'utiliser l'approche des services écosystémiques pour rendre les objectifs de protection plus opérationnels, mais aussi de reconnaitre les forces et les limites de la surveillance post-AMM. La gestion des paysages et l'évaluation des risques écologiques peuvent apporter une grande pertinence aux objectifs de protection de l'environnement. En 2018, un atelier organisé par le SETAC européen en réunissant des experts scientifiques, des autorités réglementaires européennes, des industriels et des universitaires a évalué les défis associés à la mise en place d'une approche écosystémique pour l'évaluation des risques écologiques (Devos *et al.*, 2016). Les avantages sont évidents, en rendant l'ERA spatialement plus pertinente pour les décisions de gestion (ex. quels services et quels endroits protéger), en améliorant la transparence dans la communication des risques et des compromis, en intégrant différents facteurs de stress, différentes échelles et habitats, et les politiques. Néanmoins, il reste plusieurs défis de taille à relever :

[58] https://www.efsa.europa.eu/fr/topics/topic/bee-health#projet-must-b [Consulté le 28/05/2021]

comment accroître la complexité des évaluations et augmenter les exigences en matière de données et comment limiter le lien entre les paramètres dérivés des tests d'écotoxicité actuels et les impacts sur les écosystèmes. Il ressort que l'évaluation des risques des services écosystémiques devrait être fondée sur l'ampleur de l'impact plutôt que sur des seuils de toxicité, avec un plus grand nombre de biotests fonctionnels reconnus, l'utilisation de la modélisation et de fonctions écologiques pour relier les mesures. Si les lignes directrices existantes avec des tests d'écotoxicité standards peuvent correspondre aux besoins d'une ERA des services écosystémiques, il existe des manques et l'ensemble des participants a reconnu qu'une approche holistique pour les services écosystémiques à l'échelle du paysage pose certains problèmes techniques, d'où la nécessité d'utiliser des modèles fondés sur des scénarios environnementaux intégrant l'hétérogénéité spatio-temporelle des expositions aux PPP et des récepteurs écologiques (Rohr *et al.*, 2016).

4.3.2. Travaux traitant du cadre réglementaire

Selon Robinson *et al.* (2020), beaucoup des changements qu'ils estiment nécessaires sont de nature scientifique ou administrative et ne nécessitent pas de recourir à des modifications des règlements de l'UE pertinents, qui impliqueraient un processus long. Nombre des changements proposés requièrent simplement un renforcement de l'application des règles prévues dans le règlement (CE) No 1107/2009 et ses règlements d'application *via* des documents guides et la modification des pratiques administratives.

Quant aux problèmes nécessitant une réforme des textes eux-mêmes, beaucoup sont déjà reconnus par les autorités réglementaires.

Après avoir identifié plusieurs types de conduites scientifiques incorrectes lors des procédures d'évaluation, Robinson *et al.* (2020) proposent plusieurs solutions. Globalement, il s'agit d'aligner le processus d'évaluation des PPP et de leurs substances actives sur les pratiques scientifiques utilisées dans d'autres domaines. A ce titre ils proposent 3 types de pratiques à adopter :

- Une intégration de la revue systématique de la littérature reposant sur une méthodologie détaillée, publiée en amont de l'examen des dossiers, comprenant notamment une description complète des équations de recherche et des critères d'inclusion ou de rejet des articles scientifiques ;
- Une application appropriée de l'approche fondée sur le « poids de la preuve » donnant un poids réel et reposant sur des critères objectifs aux différents éléments, notamment aux effets indésirables ;
- Améliorer l'évaluation des mélanges, même s'il n'est évidemment pas envisageable d'appliquer la batterie complète de tests toxicologiques à toutes les préparations pesticides. En l'état actuel, l'EFSA recommande *a minima* une prise en compte des effets toxiques des préparations associant plusieurs substances actives sur la base d'un effet additif, sauf élément pertinent démontrant qu'une autre approche doit être envisagée. L'intégration des co-formulants dans ces évaluations, en dépit des questions de confidentialité, pourrait se faire par l'intermédiaire d'autorités compétentes et par l'intégration d'un facteur d'incertitude supplémentaire de 10, portant à 1 000 le facteur d'incertitude pour les mélanges.

En outre, les auteurs se prononcent pour une application plus stricte du principe de précaution (lequel relève bien du pouvoir de la Commission et des États membres) à savoir, en cas de résultats d'études contradictoires, de considérer les effets défavorables comme réels dès lors qu'une preuve contraire forte n'est pas apportée.

Par ailleurs, ces auteurs montrent l'importance croissante du rôle du juge, non seulement en raison des contentieux plus fréquents mais du contrôle plus poussé, qu'il effectue et qui peut le conduire à annuler une AMM sur le fondement du principe de précaution (Lucas, 2019 ; Delmas, 2020 ; Guinard, 2020 ; Hermon, 2020).

Accroître la transparence et l'indépendance de la conduite des évaluations

Parmi les propositions faites (Storck *et al.*, 2017), citons l'attribution des études d'évaluation des risques environnementaux à des sous-traitants anonymes accrédités, ainsi qu'une meilleure redéfinition de la notion de

produit de transformation pertinent (critères de toxicité et de proportion du produit initial). Ces propositions sont identiques à celles de Boivin et Poulsen (2017).

Dans plusieurs articles cités précédemment, une demande récurrente est celle de la mise à disposition du public des données utilisées pour le DAR (*draft assessment report*) qui apporterait plus de crédibilité à l'ensemble du processus d'approbation et d'autorisation.

D'autres auteurs (Brock *et al.*, 2021) font des propositions pour atténuer le scepticisme du public à l'égard de la science réglementaire et accroître la transparence en rendant toutes les données et tous les jugements de valeur utilisés dans la prise de décision réglementaire accessibles à l'interprétation du public, idéalement au début du processus, et en suivant les concepts de la science ouverte. Toutes les parties prenantes impliquées dans l'ERA réglementaire seraient présentes lors des sessions de travail pour l'octroi de l'AMM (par exemple, les autorités réglementaires gouvernementales, le secteur privé, les universités et les organisations non gouvernementales), ainsi que les organisations professionnelles telles que la SETAC et pourraient jouer un rôle clé en soutenant l'initiative de la science ouverte. Ainsi, l'ensemble des parties prenantes, en encourageant l'utilisation de critères recommandés pour la fiabilité et la pertinence des données, et en développant une stratégie de communication pour les professionnels et les non-professionnels, permettrait d'expliquer de manière transparente les jugements de valeur socio-économiques et les principes scientifiques utilisés pour l'évaluation des risques environnementaux.

A propos de l'élaboration des méthodologies d'évaluation des risques, Robinson *et al*. (2020) préconisent de recourir à des panels de scientifiques indépendants des intérêts économiques industriels producteurs, afin de rechercher dans ces méthodologies des biais, des hypothèses invalides ou dépassées, des violations du principe de précaution, pour les réviser indépendamment des autorités administratives.

Il est parfois suggéré dans la littérature que les études pour l'évaluation du risque des PPP soient menées non plus par l'industrie mais par des laboratoires publics, indépendants, sous l'autorité d'une Agence indépendante comme l'EFSA et avec le financement de l'industrie qui ne pourrait sélectionner ni les laboratoires, ni les scientifiques en charge de l'expertise (Robinson *et al.*, 2020). Cette approche, qui est très tentante en théorie, impliquerait cependant de faire l'objet d'une révision des statuts de l'EFSA, d'une dotation en moyens financiers et humains adaptée pour pouvoir gérer et superviser les études elles-mêmes en plus des dossiers comme c'est le cas actuellement. C'est également sans compter sur la nécessité de pouvoir travailler avec des laboratoires publics ayant la capacité technique et les moyens de répondre à des attentes fortes et à une masse de travail conséquente. Cela imposerait probablement une réorientation d'un certain nombre d'unités de structures publiques actuellement dévolues à de la recherche académique, une réflexion sur les carrières des chercheurs impliqués, une adaptation des financements (issus de l'industrie), un respect des règles de confidentialité et des exigences d'Assurance de la Qualité qui ne sont pas toujours maîtrisées. Robinson *et al*. (2020) préconisent alors que les études soient menées par des laboratoires indépendants des producteurs de pesticides, les études devant alors être commissionnées par des organismes public indépendants comme l'EFSA. Si le pétitionnaire supporterait toujours le coût financier de ces études, il ne serait plus possible pour lui de choisir le laboratoire ou les scientifiques chargés de ces études, pas plus que la conception et la conduite des études ou encore l'interprétation des résultats. Une autre approche suggérée par un collectif d'industriels repose également sur une harmonisation des tests, procédures, schémas décisionnels, mais aussi sur la mise en place de comité mixtes d'échanges associant industries, universitaires, autorités d'enregistrement et membres d'ONG pour proposer des évolutions scientifiquement et écologiquement pertinentes, techniquement acceptables et validées par tous les acteurs (en dehors des agriculteurs qui ne sont curieusement pas cités dans cette publication) (Wolf *et al.*, 2020).

Prise en compte des données publiées (épidémiologie, retour terrain)

L'exemple des données épidémiologiques ou études de terrain est régulièrement pris. Ainsi, l'obligation de fournir des données de façon « large » avec une sélection des études pertinentes « systématique, transparente, et reproductible » pour rassembler objectivement « autant d'articles scientifiques revus par les pairs que possible » suppose que le pétitionnaire fournisse ces documents et que l'État membre rapporteur puisse vérifier ces données et solliciter toute information qu'il jugerait manquante. Selon certains auteurs, le dossier du glyphosate, par

exemple, ne comprenait que 52% (soit 76) des études publiées disponibles à la date de la revue de la demande, et seules 31% des études auraient été intégrées dans le rapport d'évaluation final (Robinson *et al.*, 2020). Dans leur analyse critique de l'actuelle démarche d'évaluation des risques des pesticides, Robinson *et al.* (2020) soulignent l'importance prépondérante des études issues de l'industrie et des critères retenus pour valider ou invalider une étude, qui font également la part belle à ces mêmes études menées selon les protocoles OCDE et en respectant des procédures BPL (bonnes pratiques de laboratoire), ce qui n'est généralement pas le cas des études académiques.

Plusieurs auteurs soulèvent un point important, à savoir que la littérature évaluée par les pairs est bien prise en compte dans les évaluations des risques des PPP, mais les normes d'examen et de qualité varient en intra et inter revues et l'examen par les pairs, bien que nécessaire, ne vérifie que rarement la qualité des données brutes. Ainsi pour les recherches en écotoxicologie est-il essentiel de faire attention à la conception de l'étude, la définition précise de l'exposition, à l'analyse impartiale des résultats et à travailler dans l'esprit des BPL. De fait, les articles de synthèse, sans retour à la source, manquent de précision (Brain *et al.*, 2015). Le constat est identique pour une évaluation du poids de la preuve (WoE). Il parait indispensable de prendre en considération la qualité des données, l'ampleur et la signification biologique d'une interaction par exemple, les tendances de traitements, la pertinence des niveaux d'exposition au traitement, la cohérence de la réponse entre les études et l'existence d'un mécanisme plausible pour l'interaction observée (Levine et Borgert, 2018). On notera que des recommandations sur l'utilisation des données épidémiologiques pour l'analyse des risques dans l'espèce humaine ont été publiées par l'EFSA, reprenant ces principes de l'analyse qualitative des sources documentaires, des protocoles d'études et d'exploitation des résultats en particulier. Aucun équivalent n'existe actuellement pour les études en écotoxicologie (Ockleford *et al.*, 2017).

Peu de gens soutiendraient des décisions réglementaires relatives aux PPP où les nouveaux outils et mesures de gestion seraient basés sur moins que l'ensemble des preuves fiables et pertinentes. Toutefois un groupe de chercheurs académiques et d'industriels (Martin *et al.*, 2019) soutient que l'écotoxicologie basée sur des preuves va plus loin en collectant, classant et intégrant systématiquement toutes preuves en fonction de leur force épistémologique, communément appelé le poids de la preuve. A partir d'exemples de la littérature scientifique publiée et évaluée par les pairs (dangers et risque de l'atrazine, glyphosate…), il montre que l'origine des évaluations divergentes est souvent liée à différentes collectes de données ou au choix de la prise en compte des différentes études, ou encore à des interprétations différentes de résultats apparemment ambigus. L'une des principales questions en débat concerne l'utilisation d'études non standardisées comme base de décision, lesquelles, si elles sont incluses, peuvent modifier les conclusions d'une évaluation réglementaire. Ce débat a parfois été tendu entre le monde académique, les industriels, les groupes d'intérêt public et les organismes de la réglementation concernant la fiabilité de ces études, ou la pertinence des modèles d'essai. Les conflits d'intérêt et le biais de publication soulèvent des inquiétudes concernant le risque de partialité d'individus, ou d'ensemble entiers de preuves. Les études d'écotoxicité sont généralement réalisées par des institutions académiques, des organismes de réglementation, des laboratoires industriels ou des organismes de recherche sous contrat financés par l'industrie. En revanche, les évaluations chimiques sont réalisées par des représentants de l'industrie, puis examinées par les organismes de réglementation. Une condition préalable à la réussite de ces processus est une communication claire entre les parties prenantes concernant les attentes, les possibilités et les limites de chaque étape. Ce groupe propose 9 points : tenir compte de toutes les études expérimentales, collecter l'ensemble des données, rendre les études d'écotoxicité accessibles au public, mettre en œuvre des lignes directrices de publication pour les études d'écotoxicité, appliquer des critères transparents et cohérents d'évaluation, améliorer les orientations réglementaires du poids de la preuve, améliorer les collaborations entre toutes les parties prenantes, déclarer les intérêts de toutes les parties prenantes, améliorer la formation et le transfert de connaissances entre les parties prenantes.

Ouvrir à d'autres acteurs et d'autres savoirs hors de la science réglementaire

Certains cas d'étude et de comparaison permettent de montrer comment la prise en charge des enjeux des pesticides hors de la sphère réglementaire, à travers des syndicats agricoles, des associations

environnementalistes ou de consommateurs contribue à modifier les prises de décision et les limites précédemment explicitées. C'est le cas de l'interdiction des néonicotinoïdes. Demortain (2021) examine les conditions dans lesquelles elle a eu lieu, afin de mieux comprendre comment les connaissances issues de la recherche, par opposition à la science réglementaire, sont encodées dans l'espace réglementaire – ou non. Des connaissances réglementaires alternatives ont émergé parce que des acteurs produisant et utilisant des connaissances issues de la recherche écotoxicologique – chercheurs publics, apiculteurs, ONG, politiciens prônant l'action environnementale – se sont coalisés pour intervenir dans l'espace réglementaire : « Les restrictions coordonnées de tous les néonicotinoïdes sont donc une inversion du fonctionnement routinier et fermé de l'espace réglementaire, et de la production d'une science réglementaire standard qui ignore structurellement les problèmes à faible dose et les problèmes chroniques et sublétaux ». Prete (2013) propose une analyse similaire sur les experts engagés sur ce sujet qui sortent plus facilement des sentiers battus lorsqu'ils ne sont pas en lien avec l'administration (Prete, 2013).

Cette analyse converge avec une comparaison produite entre la France et les USA, à nouveau au sujet d'insecticides causant des dégâts dans les ruches. Kleinman et Suryanarayanan (2013) comparent l'interdiction de certains pesticides entre la France et les USA. Les interdictions prises en France résulteraient d'une plus grande implication sociale et politique des apiculteurs dans la gestion publique, alors que ceux-ci sont absents de la régulation des pesticides aux USA : « Le savoir incertain a porté ses fruits », soulignent les auteurs.

Ces mêmes auteurs ont coordonné un programme de recherche visant à réunir, régulièrement pendant deux ans, les parties prenantes (chercheurs, agriculteurs, apiculteurs, militants associatifs) afin d'échanger au sujet du déclin des populations d'abeilles et d'aboutir à des échanges de connaissances pour tendre vers d'autres formes d'évaluation du risque (Kleinman et Suryanarayanan, 2020). Cette expérience a montré que le temps long des échanges a rendu l'appartenance sociale des individus moins problématique. La confiance et l'autorité ont joué un rôle primordial pour élaborer des engagements communs. Le temps long de la recherche a été discuté par les apiculteurs soucieux d'avoir des réponses rapides. Ces échanges dissymétriques entre biologistes et apiculteurs ont également été étudiés par Faugère et Dussy (2021) en France. Les anthropologues montrent comment les savoirs scientifiques circulent difficilement entre ces deux groupes sociaux, du fait notamment d'une méconnaissance des contraintes sociales, économiques et professionnelles des apiculteurs, potentiellement générées par un changement de pratiques plus respectueuses de l'environnement. Les arguments des biologistes se heurtent à cet ensemble de contraintes et nécessitent d'être repensés et adaptés.

Dans un ordre d'idée assez proche, on peut citer deux juristes, Grimonprez et Bouchama (2021), qui proposent à propos des dérogations à l'interdiction des néonicotinoïdes faute de solution alternative pour la filière betterave, que « la notion d'alternative devrait être pensée comme l'ensemble des méthodes et pratiques à déployer à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation permettant d'aboutir à une maîtrise comparable du risque phytosanitaire ». De plus, afin de conférer un statut juridique à des pratiques plus vertueuses sur le plan écologique et les faire sortir ainsi du champ purement factuel, les auteurs proposent qu'elles fassent l'objet d'une véritable normalisation, reconnue par une autorité indépendante comme l'Anses par exemple.

On peut rapprocher ces études des travaux portant sur la prise en compte de données « non issues de la production scientifique » c'est-à-dire économiques, sociales, sociétales, éthiques dans le processus d'évaluation des risques des PPP (Thevenot, 2014 ; Hamlyn, 2015 ; Hamlyn, 2017).

Par exemple, Hamlyn, dans sa thèse (2017), étudie la prise de décision publique en matière de pesticides en montrant qu'elle ne s'inscrit pas dans une procédure conforme aux principes du développement durable, alors même que ces derniers sont l'objet de la directive 2009/128/CE (Parlement européen, 2009a) instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable, texte adopté en même temps que le règlement (CE) No 1107/2009. Selon cette autrice, la directive 2009/128/CE aurait pu être l'occasion de se départir de l'approche étroite de « risque-management » communément appliquée dans le droit de l'UE, laquelle ne permet pas de répondre aux 3 dimensions de la soutenabilité, notamment la prise en compte des impacts sociaux et économiques de l'usage des PPP, en plus des risques pesant sur la santé et l'environnement. Elle considère qu'un progrès de la réglementation serait de pouvoir guider la décision publique

en considérant comme pertinent un large éventail de considérations, y compris les valeurs sociales, économiques et environnementales d'une société. Elle soutient que, en plus des données scientifiques, la question de la mise sur le marché et de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques devrait impliquer un débat de société plus ouvert portant notamment sur les structures de nos systèmes agricoles. Selon elle, les plans nationaux d'action sont une bonne opportunité pour une approche plus large de l'usage des PPP qui permet de prendre en considération de nombreux autres aspects que les seules données scientifiques et d'impliquer une diversité d'acteurs. Elle estime en effet que la simple réduction des risques et impacts semble trop peu ambitieuse au regard de l'objectif de la directive 2009/128/CE qui vise la durabilité. Elle cite de nombreux travaux et exemples relatifs à la participation du public à la délibération publique, d'autant plus d'actualité qu'ils pourraient répondre à de nouvelles formes de déficit de confiance de la part du public et en particulier la méfiance qui touche plutôt la gouvernance de la science que la science elle-même. Toutefois, les réformes en ce sens semblent particulièrement lourdes à opérer dans la mesure où cela touche à l'architecture institutionnelle et aux fondements de l'UE et au-delà de l'économie libérale. Est ainsi pointée l'apparence de « dépolitisation » des questions de risques et de réponses scientifiques, alors que la façon dont l'UE les réglemente est formatée par des idéologies et valeurs politiques, à l'instar de l'organisation du commerce international qui n'admet de dérogations aux règles de la libre concurrence et de la libre circulation des marchandises que justifiées par des données scientifiques. La réforme semble ainsi considérable, parce qu'il en va de la raison d'être de l'UE : son identité, sa constitution, son intégration, sa légitimité, son succès, ses moyens de progresser et de survivre.

5. Conclusion générale

Dans ce chapitre consacré à la littérature portant sur la réglementation des PPP, il nous a fallu tout d'abord délimiter la réglementation prise en compte. Pour des raisons de faisabilité dans le temps imparti, nous avons limité la recherche bibliographique aux études portant sur le cadre réglementaire relatif aux procédures d'évaluation et d'autorisation spécifiques des PPP et de leurs composants. Nous avons ainsi laissé hors du champ de notre investigation les règles visant la protection des milieux naturels et de la biodiversité (droit de l'eau, droit des espèces et espaces protégés, par ex.), lesquelles peuvent fixer des conditions d'emploi plus strictes, voire des interdictions, de l'usage des PPP. Dans ces limites, le champ disciplinaire étudié était ouvert puisqu'il comprend deux domaines scientifiques : les sciences humaines et sociales, dont le droit, d'une part, et l'écotoxicologie, d'autre part.

Pour faciliter la compréhension des analyses scientifiques présentées, nous avons procédé, dans un premier temps, à un rappel du processus réglementaire et en particulier les conditions d'évaluation des différents composants des PPP (autorités décisionnelles, acteurs mobilisés, procédures et méthodes). Nous avons ensuite rendu compte d'un constat assez généralisé dans la littérature en sciences de l'écologie et écotoxicologie : la prise en compte très imparfaite de la biodiversité et des SE dans le processus d'évaluation des PPP alors même que le règlement (CE) No 1107/2009 qui détermine les conditions de mise sur le marché des PPP vise expressément la diversité biologique parmi les intérêts protégés. Pourtant, là où une évaluation systémique, globale quant aux effets cumulés des différents PPP par exemple serait nécessaire, l'évaluation apparait au contraire fragmentée et partielle. La discordance entre les sciences académiques et la réglementation apparait de manière forte dans la littérature quant à l'évaluation des risques présentés par les PPP.

C'est donc la question de l'évaluation des risques qui a retenu l'attention dans la littérature scientifique et que nous avons étudié dans une deuxième partie. Nous avons à ce propos jugé utile de signaler dès le début que les auteurs en écotoxicologie comme en SHS sont pourtant très nombreux à souligner le caractère très protecteur de la réglementation européenne en matière de PPP, laquelle est d'ailleurs soumise à l'application du principe de précaution. Or, précisément, les études critiques s'appuient sur les ambitions affichées par le droit de l'UE pour souligner le décalage avec la dégradation de l'environnement imputable aux PPP.

Afin de documenter les raisons de ce décalage, les critiques dans la littérature en écotoxicologie portent sur la méthodologie de l'évaluation, par exemple les différentes phases de l'évaluation (Tiers) qui peuvent conduire à une

potentielle sous-estimation des risques. Cette sous-estimation étant par exemple constatée dans le domaine aquatique, ainsi qu'en ce qui touche les espèces les plus vulnérables, comme les amphibiens. Littérature en écotoxicologie et en SHS se rejoignent pour constater la non prise en compte de la systématicité des interactions entre PPP et biodiversité. Sont pointés ici les fondements scientifiques discutables de l'évaluation, mais aussi le fait que l'évaluation des PPP ne permet pas de rendre compte de la réalité de l'usage de ces produits. Une littérature propre aux SHS s'intéresse à la fabrique de l'ignorance dans le domaine des PPP, l'un des facteurs essentiels étant celui de la proximité entre les instances de production normative, et d'évaluation des risques, avec les intérêts industriels, mais aussi à la très faible prise en considération de données sociales, alors même que la décision qui préside à l'autorisation, ou non, d'un PPP est une décision de nature intrinsèquement politique, qui ne peut donc s'appuyer exclusivement sur des données scientifiques issues des sciences de la vie et de l'environnement. Les « inconduites scientifiques » comme des choix arbitraires des études présentées dans les demandes d'AMM sont en revanche présentes dans les différents champs disciplinaires. Il n'est alors pas très étonnant d'observer, comme le fait un rapport de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et techniques consacré à ce sujet en 2019, qu'un climat de défiance à propos des PPP s'est installé depuis plusieurs années (comme en d'autres domaines touchés par des risques sanitaires et environnementaux). A cet égard, le cas de la substance glyphosate est emblématique, qui a conduit à mettre en lumière des dysfonctionnements dans l'évaluation des risques. Ce contexte explique aussi un accroissement des recours contentieux où les juges, nationaux et européens, sont amenés à contrôler la légalité de l'application du droit des PPP par les autorités publiques. La littérature en droit s'intéresse plus particulièrement au rôle du juge dans ce type de contentieux, amené à évaluer les conditions dans lesquelles les autorités ont évalué le caractère « acceptable » des effets des PPP sur l'environnement.

Enfin, dans une troisième partie, nous rendons compte des propositions d'amélioration présentes dans le corpus bibliographique pluridisciplinaire recueilli. Celles-ci répondent aux critiques que nous avons précédemment exposées, notamment le caractère plus systémique des données de l'évaluation quant aux effets des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques. Une part qui nous a semblé importante dans la littérature en écotoxicologie s'intéresse au suivi des PPP après leur mise sur le marché, qu'il s'agisse du recueil des données nécessaires ou de leur prise en compte dans les décisions d'AMM. La littérature scientifique, en écotoxicologie comme en SHS, formule également des pistes d'amélioration du cadre réglementaire lui-même. Ces propositions ne concernent pas le dispositif général, qui nous l'avons dit est analysé par la majorité des auteurs comme suffisamment protecteur, mais les conditions de conduite des évaluations afin d'en accroître la transparence et le réalisme. Quant à l'ouverture de la gestion des risques présentés par les PPP à d'autres acteurs et d'autres savoirs, qui conduirait à « repolitiser » le processus d'évaluation et de décision relatifs aux PPP, cette proposition est davantage portée par des études en SHS.

Acquis scientifiques

La littérature consultée à l'interface des sciences sociales, du droit et de l'écotoxicologie converge vers une mise en critique de la réglementation actuelle concernant l'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité. Pour ce qui concerne plus spécifiquement la littérature en SHS, dont le droit, cette mise en critique est largement inspirée des effets des PPP sur la santé humaine ; elle souligne le manque d'indépendance de l'évaluation des enjeux économiques et des acteurs plus ou moins visibles qui les portent, ainsi que la routinisation des procédures d'évaluation qui ne permettent pas de prendre en compte la complexité des effets des PPP sur la biodiversité. Cette littérature mobilise également le cadre théorique de l'agnotologie au sujet des PPP. Un autre aspect qui fait consensus tant dans la littérature en écotoxicologie qu'en SHS, est la multiplicité des règles applicables et partant leur difficile lisibilité, alors même que le haut degré d'exigence de cette réglementation est reconnu par la plupart des auteurs.

Si les auteurs convergent quant aux critiques formulées, certaines propositions sont également partagées ; c'est le cas des améliorations visant l'intégration d'une approche systémique dans l'évaluation des PPP, du développement des outils de modélisation ou des dispositifs de pharmacovigilance.

Points en débat

Les points en débat concernent principalement les propositions faites par les auteurs. C'est le cas en particulier des propositions visant à garantir une plus grande indépendance à l'égard des intérêts industriels en confiant les études actuellement commandées par les producteurs de PPP à des organismes indépendants. Plusieurs auteurs relèvent les difficultés que cela entraînerait. De même, l'ouverture des processus d'évaluation et décisionnels à d'autres acteurs, chargés de représenter d'autres intérêts légitimes, parce qu'elle conduit à remettre profondément en cause le dispositif actuel, est discutée.

Incertitudes

Celles-ci concernent essentiellement le manque de données disponibles. C'est le cas en ce qui concerne l'utilisation des PPP en termes de quantités globales pour s'assurer d'une évaluation juste. Cela touche aussi le manque de données permettant d'adapter les modèles et les méthodes d'évaluation à l'approche systémique, laquelle en revanche est assez consensuelle.

Questions peu abordées

Les travaux en sciences sociales restent peu développés concernant les effets des PPP sur le vivant, à l'exception des abeilles. En ce qui concerne plus particulièrement la science juridique, le « coût d'entrée » pour étudier les modes de production et les conditions d'application du droit des PPP est assez élevé, compte tenu de la complexité de son organisation et du caractère très technique de ses normes. Mais, d'une manière générale, des réflexions réellement interdisciplinaires, c'est-à-dire qui croisent le fonctionnement du vivant, son altération par les PPP et la manière dont ces éléments viennent questionner les usagers des PPP sont à développer. Elles permettraient de spécifier les actions sociales, les politiques publiques et leur régulation par rapport au vivant et pas seulement à la santé humaine. Elles ouvriraient à des comparaisons pertinentes : est-on dans une différence de traitement entre santé humaine et santé environnementale ou assiste-t-on à des complémentarités, ressemblances comme l'appelle, de ses vœux, la notion de One Health ?

Références bibliographiques

Accolla, C.; Vaugeois, M.; Grimm, V.; Moore, A.P.; Rueda-Cediel, P.; Schmolke, A.; Forbes, V.E., 2021. A Review of Key Features and Their Implementation in Unstructured, Structured, and Agent-Based Population Models for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (3): 521-540. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4362

Andrade, C.; Villers, A.; Balent, G.; Bar-Hen, A.; Chadoeuf, J.; Cylly, D.; Cluzeau, D.; Fried, G.; Guillocheau, S.; Pillon, O.; Porcher, E.; Tressou, J.; Yamada, O.; Lenne, N.; Jullien, J.M.; Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecology and Evolution*, 11 (9): 3771-3793. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.6459

Ansaloni, M., 2017. Le marché comme instrument politique. Le désengagement de l'État dans l'usage des pesticides en France. *Sociétés contemporaines*, 105 (1): 79-102. http://dx.doi.org/10.3917/soco.105.0079

Arcuri, A.; Hendlin, Y.H., 2019. The Chemical Anthropocene: Glyphosate as a Case Study of Pesticide Exposures. *King's Law Journal*, 30 (2): 234-253. https://doi.org/10.1080/09615768.2019.1645436

Aulagnier, A.; Goulet, F., 2017. Des technologies controversées et de leurs alternatives. Le cas des pesticides agricoles en France. *Sociologie Du Travail*, 59 (3). http://dx.doi.org/10.4000/sdt.840

Aureille, M., 2020. Qu'est-ce qui tue les abeilles ? Mobilisations apicoles et production de savoirs inconfortables. *Études rurales*, 2 (206): 110-130. http://dx.doi.org/10.4000/etudesrurales.23688

Awkerman, J.; Raimondo, S.; Schmolke, A.; Galic, N.; Rueda-Cediel, P.; Kapo, K.; Accolla, C.; Vaugeois, M.; Forbes, V., 2020. Guidance for Developing Amphibian Population Models for Ecological Risk Assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 16 (2): 223-233. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4215

Barres, B.; Corio-Costet, M.F.; Debieu, D.; Delye, C.; Fillinger, S.; Gauffre, B.; Le Goff, G.; Grosman, J.; Hannachi, M.; de Jerphanion, P.; Nistrup-Jorgensen, L.; Plantamp, C.; Siegwart, M.; Walker, A.S.; R. P. network, 2021. Monitoring systems for resistance to plant protection products across the world: Between redundancy and complementarity. *Pest Management Science*, 77 (6): 2697-2709. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6275

Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Jeger, M.J.; Knutsen, K.H.; More, S.; Mortensen, A.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; Comm, E.S., 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Bodiguel, L.; Doussan, I., 2021. Synthèse Agriculture et environnement mars 2020 - fév 2021. *Droit de l'environnement*, mars 2021 (No298,): 128-136.

Boivin, A.; Poulsen, V., 2017. Environmental risk assessment of pesticides: state of the art and prospective improvement from science. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6889-6894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8289-2

Borraz, O.; Demortain, D., 2015. Science réglementaire. In: Henry, E., ed. *Dictionnaire critique de l'expertise*. Paris: Presses de Sciences Po, 279-285. http://dx.doi.org/10.3917/scpo.henry.2015.01.0279

Boudia, S.; Jas, N., 2019. *Gouverner un monde toxique*. Versailles: Editions Quae (Coll. Sciences en questions), 64 p.

Boullier, H., 2021. Derrière le spectre des « conflits d'intérêts » généralisés. Les agences face aux défis de l'évaluation réglementaire de produits. *Natures Sciences Sociétés*, 29 (1): 103-108. http://dx.doi.org/10.1051/nss/2021016

Boy, L., 2006. Liens entre la norme technique et la norme juridique en droits communautaire et international. In: Brosset, E.; Truilhé-Marengo, E., eds. *Les enjeux de la normalisation technique internationale–Entre environnement, santé et commerce international*. Paris: La Documentation française, 57-79.

Bozzini, E.; Stokes, E., 2018. Court Upholds Restrictions on Neonicotinoids - A Precautionary Approach to Evidence. *European Journal of Risk Regulation*, 9 (3): 585-593. http://dx.doi.org/10.1017/err.2018.48

Brain, R.A.; Teed, R.S.; Bang, J.; Thorbek, P.; Perine, J.; Peranginangin, N.; Kim, M.; Valenti, T.; Chen, W.L.; Breton, R.L.; Rodney, S.I.; Moore, D.R.J., 2015. Risk Assessment Considerations With Regard to the Potential Impacts of Pesticides on Endangered Species. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11 (1): 102-117. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1572

Brock, T.C.M.; Alix, A.; Brown, C.D.; Capri, E.; Gottesbüren, B.F.F.; Heimbach, F.; Lythgo, C.M.; Schulz, R.; Streloke, M., 2016a. *Linking Aquatic Exposure and Effects: Risk Assessment of Pesticides*. London: SETAC, CRC Press, 399 p.

Brock, T.C.M.; Bhatta, R.; van Wijngaarden, R.P.A.; Rico, A., 2016b. Is the Chronic Tier-1 Effect Assessment Approach for Insecticides Protective for Aquatic Ecosystems? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (4): 747-758. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1719

Brock, T.C.M.; Elliott, K.C.; Gladbach, A.; Moermond, C.; Romeis, J.; Seiler, T.B.; Solomon, K.; Dohmen, G.P., 2021. Open Science in regulatory environmental risk assessment. *Integrated Environmental Assessment and Management*: 14. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4433

Brown, A.R.; Whale, G.; Jackson, M.; Marshall, S.; Hamer, M.; Solga, A.; Kabouw, P.; Galay-Burgos, M.; Woods, R.; Nadzialek, S.; Maltby, L., 2017. Toward the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 17-37. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1797

Bruhl, C.A.; Zaller, J.G., 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Cayla, O., 1993. La qualification ou la vérité du droit. *Revue française de Théorie juridique*, 18: 3-18.

Cilia, L., 2019. The Plight of the Honeybee: A Socioecological Analysis of large-scale Beekeeping in the United States. *Sociologia Ruralis*, 59 (4): 831-849. http://dx.doi.org/10.1111/soru.12253

Commission européenne, 1991. Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. *OJ L 230, 19.8.1991, p. 1–32*.

Commission européenne, 2011. Règlement d'exécution (UE) No540/2011 de la Commission du 25 mai 2011 portant application du règlement (CE) No 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil, en ce qui concerne la liste des substances actives approuvées Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *OJ L 153, 11.6.2011, p. 1–186*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32011R0540

Commission européenne, 2013a. Règlement (UE) n°283/2013 de la Commission du 1 er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux substances actives, conformément au règlement (CE) No 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 93, 3.4.2013, p. 1–84*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32013R0283

Commission européenne, 2013b. Règlement (UE) n°284/2013 de la Commission du 1 er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux produits phytopharmaceutiques, conformément au règlement (CE) No 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 93, 3.4.2013, p. 85–152*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=celex%3A32013R0284

Commission européenne, 2021. Règlement (UE) n°383/2021 de la Commission du 3 mars 2021 modifiant l'annexe III du règlement (CE) No 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil fixant la liste de coformulants ne pouvant pas entrer dans la composition des produits phytopharmaceutiques (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). C/2021/1359. *JO L 74, 4.3.2021, p. 7–26* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32021R0383

De Bruijn, J.; Hansen, B.; Johansson, S.; Luotamo, M.; Munn, S.; Musset, C.; Olsen, S.; Olsson, H.; Paya-Perez, A.; Pedersen, F.; Rasmussen, K.; Sokull-Kluttgen, B., 2003. *Technical Guidance Document on risk Assessment In support of Commission Directive 93/67/EEC on Risk Assessment for new notified substances, Commission Regulation (EC) No 1488/94 on Risk Assessment for existing substances, Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market. Part II, Chapter 3 Environmental Risk Assessment*. Brussels: European Commission, Joint Research Centre,, (JRC23785), 328 p. https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC23785/EUR%2020418%20EN-2.pdf

de Vendômois, J.S.; Bourdineaud, J.-P.; Apoteker, N.D.; Gaillard, E.; Lepage, C.; Testart, J.; Vélot, C., 2021. *Approche transdisciplinaire pour un état des lieux et une réforme en profondeur de l'expertise réglementaire dans le domaine de la toxicologie et de la sécurité environnementales*. Poitiers: CRIIGEN, 39 p. https://criigen.org/wp-content/uploads/2021/02/REVISED-2-Manuscript-Spiroux-et-al_FR-avec-DOI_Y-01.pdf

Decosse, F., 2013. "Controlled use", invisibilization, and outsourcing: Precarious foreign workers and chemical risk in intensive agriculture. *Sociologie Du Travail*, 55 (3): 322-340. http://dx.doi.org/10.4000/sdt.11585

Dedieu, F., 2021. Organized denial at work: The difficult search for consistencies in French pesticide regulation. *Regulation & Governance*: 23. http://dx.doi.org/10.1111/rego.12381

Dedieu, F.; Jouzel, J.-N., 2015a. Comment ignorer ce que l'on sait ?La domestication des savoirs inconfortables sur les intoxications des agriculteurs par les pesticides. *Revue française de sociologie*, 56 (1): 105-133. http://dx.doi.org/10.3917/rfs.561.0105

Dedieu, F.; Jouzel, J.-N., 2015b. Des difficultés de l'enquête médicale en milieu de travail contaminé. *Ethnologie française*, 45 (1): 67-75. http://dx.doi.org/10.3917/ethn.151.0067

Delmas, O., 2020. Leçons sur la mise en œuvre des présomptions en matière d'autorisation des produits phytosanitaires. *Droit de l'environnement, Chroniques et opinions,*, 293: 313-319.

Demortain, D., 2021. The science behind the ban: the outstanding impact of ecotoxicological research on the regulation of neonicotinoids. *Current Opinion in Insect Science*, 46: 78-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2021.02.017

Demortain, D.; Boullier, H., 2019. Une expertise de marché : anticipations marchandes et construction des méthodes toxicologiques dans la réglementation des produits chimiques aux États-Unis. *Revue française de sociologie*, 60 (3): 429-456. http://dx.doi.org/10.3917/rfs.603.0429

Demy, A., 2020. Les perturbateurs endocriniens: de l'objet scientifique à la catégorie réglementaire. Analyse d'une histoire politico-réglementaire (1990-2019). *Environnement, Risques & Santé*, 19 (5): 349-357. http://dx.doi.org/10.1684/ers.2020.1467

Devos, Y.; Gaugitsch, H.; Gray, A.J.; Maltby, L.; Martin, J.; Pettis, J.S.; Romeis, J.; Rortais, A.; Schoonjans, R.; Smith, J.; Streissl, F.; Suter, G.W., 2016. Advancing environmental risk assessment of regulated products under EFSA's remit. *EFSA Journal*, 14: 14. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.s0508

Dobe, C.; Bonifay, S.; Fliege, R.; Krass, J.; Mostert, V.; Vosswinkel, R.; Wormuth, M., 2017. Development of REACH Generic Exposure Scenarios for Substances Used as Coformulants in Plant Protection Products. *Risk Analysis*, 37 (5): 930-942. http://dx.doi.org/10.1111/risa.12666

Doussan, I., 2020. Pesticides à usage agricole et produits phytopharmaceutiques. *JurisClasseur Environnement et Développement durable*, Fasc. 4095: 73 p.

EFSA, 2021. *EFSA Consolidated Annual Activity Report 2020*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 177 p. http://dx.doi.org/10.2805/817257

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2013. Guidance on tiered risk assessment for plant protection products for aquatic organisms in edge-of-field surface waters. *EFSA Journal*, 11 (7): 3290. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3290

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2014. Scientific Opinion on good modelling practice in the context of mechanistic effect models for risk assessment of plant protection products. *EFSA Journal*, 12 (3): 3589. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2014.3589

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015. Statement on the suitability of the BEEHAVE model for its potential use in a regulatory context and for the risk assessment of multiple stressors in honeybees at the landscape level. *EFSA Journal*, 13 (6): 4125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4125

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues; Aagaard, A.; Brock, T.; Capri, E.; Duquesne, S.; Filipic, M.; Hernandez-Jerez, A.F.; Hirsch-Ernst, K.I.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Liess, M.; Mantovani, A.; Ockleford, C.; Ossendorp, B.; Pickford, D.; Smith, R.; Sousa, P.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Van Der Linden, T., 2015. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal*, 13 (2): 212 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3996

EFSA Panel of the Plant Protection Products and their Residues; Hernandez-Jerez, A.; Adriaanse, P.; Aldrich, A.; Berny, P.; Coja, T.; Duquesne, S.; Focks, A.; Marina, M.; Millet, M.; Pelkonen, O.; Tiktak, A.; Topping, C.; Widenfalk, A.; Wilks, M.; Wolterink, G.; Conrad, A.; Pieper, S., 2021. Statement of the PPR Panel on a framework for conducting the environmental exposure and risk assessment for transition metals when used as active substances in plant protection products (PPP). *EFSA Journal*, 19 (3): e06498. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6498

EFSA Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernández-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.-L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *EFSA Journal*, 19 (5): e06607. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2021.6607

Erlacher, E.; Wang, M., 2011. Regulation (EC) n°1107/2009 and upcoming challenges for exposure assessment of plant protection products - Harmonisation or national modelling approaches? *Environmental Pollution*, 159 (12): 3357-3363. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.08.036

European Commission, 2020. *Report from the Commission to the European Parliament and the Council on Member State National Action Plans and on progress in the implementation of Directive 2009/128/EC on the sustainable use of pesticide*, COM(2017) 587 final, 5, 19 p. + annexes. https://op.europa.eu/fr/publication-detail/-/publication/eeaacebd-9a94-11ea-9d2d-01aa75ed71a1/language-en

European Commission; Directorate General for Health and Fodd Safety; ECORYS, 2018. *Study supporting the REFIT Evaluation of the EU legislation on plant protection products and pesticides residues (Regulation (EC) No 1107/2009 and Regulation (EC) No 396/2005). Final report*: Publications Office, 336 p. https://data.europa.eu/doi/10.2875/863905

European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018. *EU authorisation processes of plant protection products*. Brussels: European commission, Scientific Advice Mechanism (SAM), 72 p. http://dx.doi.org/10.2777/238919

European Food Safety Authority, 2009. Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal*, 7 (12): 1438. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

European Food Safety Authority, 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *EFSA Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

European Food Safety Authority, 2018. Scientific risk assessment of pesticides in the European Union (EU): EFSA contribution to on-going reflections by the EC. *EFSA Supporting Publications*, 15 (1): 1367E. http://dx.doi.org/10.2903/sp.efsa.2018.EN-1367

Faugere, E.; Dussy, D., 2021. Obstacles to Greener Beekeeping in France: Anthropological Approach. *Science Technology & Human Values*: 19. http://dx.doi.org/10.1177/0162243920964948

Fortier, A.; Dupre, L.; Alphandéry, P., 2020. Les mondes apicoles entre agriculture et environnement. *Études rurales*, (206): 8-26. http://dx.doi.org/10.4000/etudesrurales.23382

Gallage-Alwis, S.; Boret, A., 2014. Pesticides : vers une judiciarisation de leur utilisation ? *Droit de l'environnement*, n°224: 206-208.

Garrigou, A.; Laurent, C.; Baldi, I.; Berthet, A.; Colosio, C.; Daubas-Letourneux, V.; Galey, L.; Goutille, F.; Jackson, J.M.; Jas, N.; Jouzel, J.N.; Judon, N.; Lebailly, P.; Samuel, O., 2021. Response from the authors of the article "Critical review of the role of personal protective Equipment (PPE) in the prevention of risks related to agricultural pesticide use" to the letter to the editor from the European crop protection association (ECPA) Occupational and bystander exposure expert group (OBEEG). *Safety Science*, 138: 3. http://dx.doi.org/10.1016/j.ssci.2021.105191

Garrigou, A.; Laurent, C.; Berthet, A.; Colosio, C.; Jas, N.; Daubas-Letourneux, V.; Jackson, J.M.; Jouzel, J.N.; Samuel, O.; Baldi, I.; Lebailly, P.; Galey, L.; Goutille, F.; Judon, N., 2020. Critical review of the role of PPE in the prevention of risks related to agricultural pesticide use. *Safety Science*, 123: 24. http://dx.doi.org/10.1016/j.ssci.2019.104527

Gehen, S.; Corvaro, M.; Jones, J.; Ma, M.M.; Yang, Q., 2019. Challenges and Opportunities in the Global Regulation of Crop Protection Products. *Organic Process Research & Development*, 23 (10): 2225-2233. http://dx.doi.org/10.1021/acs.oprd.9b00284

Girel, M., 2013. Agnotologie : mode d'emploi. *Critique*, 799 (12): 964-977. http://dx.doi.org/10.3917/criti.799.0964

Grimonprez, B.; Bouchema, I., 2021. Réintroduction des néonicotinoïdes dans l'environnement : la nécessité fait-elle loi ? *Droit de l'environnement*, n° 296, janvier p. 9.

Guinard, D., 2020. Les juges sont-ils des agences sanitaires ? Retour sur les récentes appréhensions prétoriennes de la dangerosité des produits phytopharmaceutiques. *Revue de droit sanitaire et social*, n°2. (mars/avril 2020): 331-344.

Guthman, J.; Brown, S., 2016. I will never eat another strawberry again: the biopolitics of consumer-citizenship in the fight against methyl iodide in California. *Agriculture and Human Values*, 33 (3): 575-585. http://dx.doi.org/10.1007/s10460-015-9626-7

Halfacre-Hitchcock, A.; McCarthy, D.; Burkett, T.; Carvajal, A., 2006. Latino migrant farmworkers in lowcountry South Carolina: A demographic profile and an examination of pesticide risk perception and protection in two pilot case studies. *Human Organization*, 65 (1): 55-71. http://dx.doi.org/10.17730/humo.65.1.6cc5wqtvpw5xku4j

Hamlyn, O., 2015. Sustainability and the Failure of Ambition in European Pesticides Regulation. *Journal of Environmental Law*, 27 (3): 405-429. http://dx.doi.org/10.1093/jel/eqv021

Hamlyn, O., 2017. *Beyond rhetoric : Closing the gap betweenpolicy and practice in the EU'sregulation of risky technologies*. Doctor of Philosophy. University College, London.

Harrison, J., 2008. Lessons learned from pesticide drift: a call to bring production agriculture, farm labor, and social justice back into agrifood research and activism. *Agriculture and Human Values*, 25 (2): 163-167. http://dx.doi.org/10.1007/s10460-008-9121-5

Hendlin, Y.H.; Arcuri, A.; Lepenies, R.; Hüesker, F., 2020. Like oil and water: The politics of (not) assessing glyphosate concentrations in aquatic ecosystems. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 539-564. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.65

Hermon, C., 2020. Le maire peut être compétent pour interdire l'utilisation des pesticides. *Actualité juridique. Droit administratif (AJDA)*, 5: p. 307.

Hommen, U.; Forbes, V.; Grimm, V.; Preuss, T.G.; Thorbek, P.; Ducrot, V., 2016. How to use mechanistic effect models in environmental risk assessment of pesticides: Case studies and recommendations from the SETAC workshop MODELINK. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 21-31. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1704

Huc, L.; Barouki, R., 2021. Réglementation des substances chimiques: science et décision, lenteur et confusion. *Annales des Mines-Responsabilite et environnement*, 2021/4 (104): 75-78. http://dx.doi.org/10.3917/re1.104.0075

Jamay, F., 2019. L'accès aux études de toxicité et de cancérogénicité du glyphosate : un nouvel apport jurisprudentiel au droit à l'information du public. *Droit de l'Environnement*: p.162.

Jamay, F., 2020. Vers un élargissement de l'accès à l'information sur les risques sanitaires liés à l'environnement en droit de l'Union européenne. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (HS20): 123-136. https://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2020-HS20-page-123.htm

Jas, N., 2007. Public Health and Pesticide Regulation in France Before and After Silent Spring. *History and Technology: An International Journal,*, 23 (4): 369-388.

Jas, N., 2015. Agnotologie. *Dictionnaire critique de l'expertise*. Paris: Presses de Sciences Po, 33-40. http://dx.doi.org/10.3917/scpo.henry.2015.01.0033

Jas, N.; Gaudillière, J.-P., 2016. Les perturbateurs endocriniens en France. Une autre trajectoire. *Sciences sociales et santé*, 34 (3): 19-46. http://dx.doi.org/10.3917/sss.343.0019

Joly, P.-B., 2016. Science réglementaire : une internationalisation divergente ?L'évaluation des biotechnologies aux États-Unis et en Europe. *Revue française de sociologie*, 57 (3): 443-472. http://dx.doi.org/10.3917/rfs.573.0443

Jouzel, J.-N., 2019. *Pesticides, comment ignorer ce que l'on sait?* : Presses de Sciences Po, 261 p.

Jouzel, J.-N.; Lascoumes, P., 2011. Le règlement REACH: une politique européenne de l'incertain. Un détour de régulation pour la gestion des risques chimiques. *Politique européenne*, (1): 185-214. http://dx.doi.org/10.3917/poeu.033.0185

Jouzel, J.-N.; Prete, G., 2017. La normalisation des alertes sanitaires. Le traitement administratif des données sur l'exposition des agriculteurs aux pesticides. *Droit et société*, 96 (2): 241-256. http://dx.doi.org/10.3917/drs.096.0241

Jouzel, J.N.; Prete, G., 2014. Becoming a Victim of Pesticides: Legal Action and Its Effects on the Mobilisation of Affected Farmworkers. *Sociologie Du Travail*, 56 (4): 435-453. <Go to ISI>://WOS:000345430600002

Kleinman, D.L.; Suryanarayanan, S., 2013. Dying Bees and the Social Production of Ignorance. *Science Technology & Human Values*, 38 (4): 492-517. http://dx.doi.org/10.1177/0162243912442575

Kleinman, D.L.; Suryanarayanan, S., 2020. Pollinating Collaboration: Diverse Stakeholders' Efforts to Build Experiments in the Wake of the Honey Bee Crisis. *Science Technology & Human Values*, 45 (4): 686-711. http://dx.doi.org/10.1177/0162243919865962

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Krimsky, S.; Gillam, C., 2018. Roundup litigation discovery documents: implications for public health and journal ethics. *Journal of Public Health Policy*, 39 (3): 318-326. http://dx.doi.org/10.1057/s41271-018-0134-z

Lambert, E.; Knowles, S., 2018. Special issue editorial: Regulation of pesticides in five national contexts: the need for a paradigm shift from causation to caution. *Environmental and Planning Law Journal*, 35 (4): 359-363.

Lamine, C.; Tétart, G.; Francis, C., 2010. Le bio comme reconfigurateur des controverses sur les pesticides et les OGM (1995-2008). *Colloque Société Française d'Economie Rurale(SFER), La réduction des pesticides : enjeux, modalités et conséquences, Mars 2010*. Lyon, France, 12 p. https://hal.inrae.fr/hal-02757011/document

Lavarde, P.; Dahan, M.; Berthaud, C.; Carotti, S.; Assemat, B.; Ferras, B.; Aprikian, T.; Saïe, M., 2020. *La santé-environnement : recherche, expertises et décisions publiques*. Paris: Gouvernement, (CGEDD n°013312-01, IGAS, n°2020-051, IGF n°2020-M-024-03, IGESR n°2020-167, CGAAER n°20056), 486 p. https://www.igas.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_conjoint_sante_environnement_sans_signature.pdf

Le Bris, C., 2017. Le tribunal Monsanto ou l'écocide face à la justice des peuples. *Droit de l'Environnement*, n°252, janvier: 2-4.

Leonelli, G.C., 2018. The glyphosate saga and the fading democratic legitimacy of European Union risk regulation. *Maastricht Journal of European and Comparative Law*, 25 (5): 582-606. http://dx.doi.org/10.1177/1023263x18796981

Leonelli, G.C., 2021. Judicial Review of Compliance with the Precautionary Principle from Paraquat to Blaise: "Quantitative Thresholds," Risk Assessment, and the Gap Between Regulation and Regulatory Implementation. *German Law Journal*, 22 (2): 184-215. http://dx.doi.org/10.1017/glj.2021.3

Levine, S.L.; Borgert, C.J., 2018. Review and recommendations on criteria to evaluate the relevance of pesticide interaction data for ecological risk assessments. *Chemosphere*, 209: 124-136. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.081

Lucas, M., 2016. Les données scientifiques dans le contentieux pesticide. *Droit de l'Environnement*, n° 245: 182-187.

Lucas, M., 2019. Quelles réponses jurisprudentielles en cas d'incertitudes scientifiques ? Eclairages sur les spécificités du contentieux pesticides. In: Daugareilh, I.d., ed. *L'accès à la justice sociale. La place du juge et des corps intermédiaires. Approche comparative et internationale*. Bruylant, 233-276.

Maltby, L.; van den Brink, P.J.; Faber, J.H.; Marshall, S., 2018. Advantages and challenges associated with implementing an ecosystem services approach to ecological risk assessment for chemicals. *Science of the Total Environment*, 621: 1342-1351. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.094

Martin, A., 2016. La production des savoirs sur les pesticides dans la règlementation européenne. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 27. http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.17878

Martin, A., 2020. The OECD's rules and standards for the testing and assessment of chemicals. In: Dolowitz, D.; Hadjiisky, M.; Normand, R., eds. *Shaping Policy Agendas: The Micro-Politics of Economic International Organizations*. Edward Elgar Publishing Chapter 7, 116-136. http://dx.doi.org/10.4337/9781788976992.00013

Martin, O.V.; Adams, J.; Beasley, A.; Belanger, S.; Breton, R.L.; Brock, T.C.M.; Buonsante, V.A.; Burgos, M.G.; Green, J.; Guiney, P.D.; Hall, T.; Hanson, M.; Harris, M.J.; Henry, T.R.; Huggett, D.; Junghans, M.; Laskowski, R.; Maack, G.; Moermond, C.T.A.; Panter, G.; Pease, A.; Poulsen, V.; Roberts, M.; Ruden, C.; Schlekat, C.E.; Schoeters, I.; Solomon, K.R.; Staveley, J.; Stubblefield, B.; Sumpter, J.P.; Warne, M.S.; Wentsel, R.; Wheeler, J.R.; Wolff, B.A.; Yamazaki, K.; Zahner, H.; Agerstrand, M., 2019. Improving environmental risk assessments of chemicals: Steps towards evidence-based ecotoxicology. *Environment International*, 128: 210-217. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2019.04.053

Médevielle, P.; Ouzoulias, P.; Bolo, P.; Genetet, A., 2019. *Évaluation des risques sanitaires et environnementaux par les agences : trouver le chemin de la confiance*. Paris: Assemblée nationale, Sénat, Rapports de l'Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques, (Assemblée nationale, n°1919-Sénat, n°477), 291 p. https://www.senat.fr/rap/r18-477/r18-4771.pdf

Milesi, M.M.; Lorenz, V.; Durando, M.; Rossetti, M.F.; Varayoud, J., 2021. Glyphosate Herbicide: Reproductive Outcomes and Multigenerational Effects. *Frontiers in Endocrinology*, 12: 22. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2021.672532

Mohring, N.; Ingold, K.; Kudsk, P.; Martin-Laurent, F.; Niggli, U.; Siegrist, M.; Studer, B.; Walter, A.; Finger, R., 2020. Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9): 535-540. http://dx.doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

More, S.J.; Hardy, A.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bennekou, S.H.; Bragard, C.; Boesten, J.; Halldorsson, T.I.; Hernandez-Jerez, A.F.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; Koutsoumanis, K.P.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Nielsen, S.S.; Schrenk, D.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Benfenati, E.; Castle, L.; Cedergreen, N.; Laskowski, R.; Leblanc, J.C.; Kortenkamp, A.; Ragas, A.; Posthuma, L.; Svendsen, C.; Testai, E.; Dujardin, B.; Kass, G.E.N.; Manini, P.; Jeddi, M.Z.; Dorne, J.; Hogstrand, C.; Committee, E.S., 2019. Guidance on harmonised methodologies for human health, animal health and ecological risk assessment of combined exposure to multiple chemicals. *EFSA Journal*, 17 (3): 77. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5634

Mougin, C.; Gouy, V.; Bretagnolle, V.; Berthou, J.; Andrieux, P.; Ansart, P.; Benoit, M.; Coeurdassier, M.; Comte, I.; Dages, C.; Denaix, L.; Dousset, S.; Ducreux, L.; Gaba, S.; Gilbert, D.; Imfeld, G.; Liger, L.; Molenat, J.; Payraudeau, S.; Samouelian, A.; Schott, C.; Tallec, G.; Vivien, E.; Voltz, M., 2018. RECOTOX, a French initiative in ecotoxicology-toxicology to monitor, understand and mitigate the ecotoxicological impacts of pollutants in socioagroecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (34): 33882-33894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2716-5

Muller, B., 2021. Glyphosate-A love story. Ordinary thoughtlessness and response-ability in industrial farming. *Journal of Agrarian Change*, 21 (1): 160-179. http://dx.doi.org/10.1111/joac.12374

Nagy, K.; Duca, R.C.; Lovas, S.; Creta, M.; Scheepers, P.T.J.; Godderis, L.; Adam, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Noiville, C., 2003. *Du bon gouvernement des risques : Le droit et la question du "risque acceptable"*. Paris: PUF (Les voies du droit), 235 p.

Noiville, C., 2011. Du juge guide au juge arbitre? Le rôle du juge face à l'expertise scientifique dans le contentieux de la précaution. In: Truilhé-Marengo, E.d., ed. *La relation juge-expert dans les contentieux sanitaires et environnementaux,*. Paris: La Documentation française, 51-99.

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2018. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16 (2): 301. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hougaard, S.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Smith, R.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Bottai, M.; Halldorsson, T.; Hamey, P.; Rambourg, M.O.; Tzoulaki, I.; Marques, D.C.; Crivellente, F.; Deluyker, H.; Hernandez-Jerez, A.F.; Efsa Panel Plant Protection Prod R, 2017. Scientific Opinion of the PPR Panelon the follow-up of the findings of the External Scientific Report "Literature review of epidemiological studies linking exposure to pesticides and health effects'. *EFSA Journal*, 15 (10): 101. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.5007

Parlement européen, 2000. Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau *JOUE L327 du 22 décembre 2000*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000330631

Parlement européen, 2005. Règlement (CE) n°396/2005 du Parlement européen et du Conseil du 23 février 2005 concernant les limites maximales applicables aux résidus de pesticides présents dans ou sur les denrées alimentaires et les aliments pour animaux d'origine végétale et animale et modifiant la directive 91/414/CEE du Conseil Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 70 du 16.3.2005, p. 1–16*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32005R0396

Parlement européen, 2006. Règlement (CE) n°1907/2006 du Parlement européen et du Conseil du 18 décembre 2006 concernant l'enregistrement, l'évaluation et l'autorisation des substances chimiques, ainsi que les restrictions applicables à ces substances (REACH), instituant une agence européenne des produits chimiques, modifiant la directive 1999/45/CE et abrogeant le règlement (CEE) n o 793/93 du Conseil et le règlement (CE) n o 1488/94 de la Commission ainsi que la directive 76/769/CEE du Conseil et les directives 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE et 2000/21/CE de la Commission. *JO L 396 du 30.12.2006, p. 1–849*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32006R1907

Parlement européen, 2008. Règlement (CE) n°1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n o 1907/2006 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO L 353, 31.12.2008, p. 1–1355*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32008R1272

Parlement européen, 2009a. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable *JOUE L 309 du 24 novembre 2009*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000022417742

Parlement européen, 2009b. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Parlement européen, 2018. Résolution du Parlement européen du 24 octobre 2017 sur les mesures légitimes visant à protéger les lanceurs d'alerte qui divulguent, au nom de l'intérêt public, des informations confidentielles d'entreprises et d'organismes publics (2016/2224(INI)). *JO C, C/346, 27.09.2018, p. 143-155*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52017IP0402

Parlement européen, 2019. Règlement (UE) n°1381/2019 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, et modifiant les règlements (CE) n°178/2002, (CE) n°1829/2003, (CE) n°1831/2003, (CE) n°2065/2003, (CE) n°1935/2004, (CE) n 1331/2008, (CE) n 1107/2009, (UE) 2015/2283 et la directive 2001/18/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *JO L 231 du 6.9.2019, p. 1–28*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1381

Paskalev, V., 2020. The Clash of Scientific Assessors: What the Conflict over Glyphosate Carcinogenicity Tells Us about the Relationship between Law and Science. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 520-538. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.59

Pénet, P., 2019. Fake science et ignorance stratégique : retour sur les récentes controverses autour de l'austérité et du glyphosate. *Études de communication*, 53 (2): 85-102. http://dx.doi.org/10.4000/edc.9351

Prete, G., 2013. Les frontières de la mobilisation scientifique, entre recherche et administration. Démarcation et alignement de la recherche finalisée face à l'introduction de pathogènes agricoles. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 7, 1 (1): 45-66. http://dx.doi.org/10.3917/rac.018.0045

Ravel, C.; Kah, O., 2018. Perturbateurs endocriniens : vers une régulation insatisfaisante. *La Presse Médicale*, 47 (11, Part 1): 943-949. http://dx.doi.org/10.1016/j.lpm.2018.08.001

Réseau DEPHY-FERME, 2014. *Synthèse des premiers résultats à l'échelle nationale. Rapport d'étape, novembre 2014*, 53 p. https://ecophytopic.fr/sites/default/files/201411_Synthese_Resultats_DEPHY_0.pdf

Rico, A.; Brock, T.C.M.; Daam, M.A., 2019. Is the Effect Assessment Approach for Fungicides as Laid Down in the European Food Safety Authority Aquatic Guidance Document Sufficiently Protective for Freshwater Ecosystems? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (10): 2279-2293. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4520

Robbins, P.; Tripuraneni, V.; Karanth, K.K.; Chhatre, A., 2020. Coffee, Trees, and Labor: Political Economy of Biodiversity in Commodity Agroforests. *Annals of the American Association of Geographers*. http://dx.doi.org/10.1080/24694452.2020.1803726

Robinson, C.; Portier, C.J.; Cavoski, A.; Mesnage, R.; Roger, A.; Clausing, P.; Whaley, P.; Muilerman, H.; Lyssimachou, A., 2020. Achieving a High Level of Protection from Pesticides in Europe: Problems with the Current Risk Assessment Procedure and Solutions. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 450-480. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.18

Rohr, J.R.; Salice, C.J.; Nisbet, R.M., 2016. The pros and cons of ecological risk assessment based on data from different levels of biological organization. *Critical Reviews in Toxicology*, 46 (9): 756-784. http://dx.doi.org/10.1080/10408444.2016.1190685

Röttger-Wirtz, S., 2020. Case C-616/17 Blaise and Others: The precautionary principle and its role in judicial review – Glyphosate and the regulatory framework for pesticides. *Maastricht Journal of European and Comparative Law*, 27 (4): 529-542. http://dx.doi.org/10.1177/1023263x20949424

Schafer, R.B.; Liess, M.; Altenburger, R.; Filser, J.; Hollert, H.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scheringer, M., 2019. Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. *Environmental Sciences Europe*, 31: 5. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0203-3

Skinner, M.K.; Manikkam, M.; Tracey, R.; Guerrero-Bosagna, C.; Haque, M.; Nilsson, E.E., 2013. Ancestral dichlorodiphenyltrichloroethane (DDT) exposure promotes epigenetic transgenerational inheritance of obesity. *Bmc Medicine*, 11: 16. http://dx.doi.org/10.1186/1741-7015-11-228

Stehle, S.; Schulz, R., 2015. Pesticide authorization in the EU-environment unprotected? *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (24): 19632-19647. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5148-5

Storck, V.; Karpouzas, D.G.; Matin-Laurent, F., 2017. Towards a better pesticide policy for the European Union. *Science of the Total Environment*, 575: 1027-1033. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.167

Suryanarayanan, S., 2013. Balancing Control and Complexity in Field Studies of Neonicotinoids and Honey Bee Health. *Insects*, 4 (1): 153-167. https://www.mdpi.com/2075-4450/4/1/153

Szekacs, A.; Darvas, B., 2018. Re-registration Challenges of Glyphosate in the European Union. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 35. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00078

Thevenot, G., 2014. *De la prévention des risques au changement des pratiques agricoles : les limites du droit de la protection phytosanitaire*. Université de Nice-Sophia Antipolis.

Thevenot, G., 2017. Le droit d'accès à l'information environnementale consacré par la CJUE. *Droit de l'environnement*, n°253: 67-70.

Tissier-Raffin, M.; Morin, D.; Galey, L.; Garrigou, A., 2020. Rendre effectif le droit à un environnement sain : les défis scientifiques et juridiques soulevés par le concept d'exposome. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (HS20): 39-80. https://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2020-HS20-page-39.htm

Topping, C.J.; Aldrich, A.; Berny, P., 2020. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*, 367 (6476): 360-363. http://dx.doi.org/10.1126/science.aay1144

van Dijk, J.; Leopold, A.; Flerlage, H.; van Wezel, A.; Seiler, T.B.; Enrici, M.H.; Bloor, M.C., 2021. The EU Green Deal's ambition for a toxic-free environment: Filling the gap for science-based policymaking. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (6): 1105-1113. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4429

van Rijswick, M.; Vogelezang-Stoute, E., 2008. The influence of environmental quality standards and the river basin approach taken in the Water Framework Directive on the Authorisation of Plant Protection Products. *European Energy and Environmental Law Review*, 17 (2). https://dspace.library.uu.nl/bitstream/handle/1874/385696/Influence_of_Environmental_Quality.pdf?sequence=1

Volatier, J.-L.; Boissonnot, R.; Botta, F.; Eymery, F.; Fröchen, M.; Hulin, M.; Mathiot, C.; Papadopoulos, A.; Quintaine, T.; Réty, J., 2019. La phytopharmacovigilance: une surveillance intégrée des expositions des populations et des effets indésirables des produits phytopharmaceutiques. *Innovations Agronomiques*, 73: 75-80. http://dx.doi.org/10.15454/NZZFB2

Watson, K.; Stallins, J.A., 2016. Honey Bees and Colony Collapse Disorder: A Pluralistic Reframing. *Geography Compass*, 10 (5): 222-236. http://dx.doi.org/10.1111/gec3.12266

Wolf, D.C.; Aggarwal, M.; Battalora, M.; Blacker, A.; Catalano, S.I.; Cazarin, K.; Lautenschalaeger, D.; Pais, M.C.; Rodriguez, M.; Rupprecht, K.; Serex, T.L.; Mehta, J., 2020. Implementing a globally harmonized risk assessment-based approach for regulatory decision-making of crop protection products. *Pest Management Science*, 76 (10): 3311-3315. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5793

Wong, J.W.Y.; Hitzfeld, B.; Zimmermann, M.; Werner, I.; Ferrari, B.J.D., 2018. Current developments in soil ecotoxicology and the need for strengthening soil ecotoxicology in Europe: results of a stakeholder workshop. *Environmental Sciences Europe*, 30: 5. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0180-y

Chapitre 16
Spécificités du biocontrôle

Auteurs : **Marcel Amichot** (coordinateur), **Cédric Bertrand**, **Bruno Chauvel**, **Marie-France Corio-Costet**, **Laure Mamy**, **Fabrice Martin-Laurent**
Contributeur ponctuel : Nicolas Ris

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Pilote référent : Laure Mamy

Sommaire

1. Attendus de l'ESCo 1043

2. Contextualisation du biocontrôle 1043

2.1. Définitions et généralités sur le biocontrôle 1043

2.2. Catégories du biocontrôle 1045

2.2.1. Macroorganismes 1047

2.2.2. Microorganismes 1050

2.2.3. Substances naturelles (végétales, minérales, microbiennes et animales) 1054

2.2.4. Médiateurs chimiques 1057

2.3. Un point sur les produits de biocontrôle et l'évaluation des risques 1057

3. Réglementation des produits de biocontrôle 1059

3.1. Généralités sur la réglementation 1059

3.2. Macroorganismes et réglementation associée 1060

4. Aspects quantitatifs concernant les solutions de biocontrôle 1061

5. Contamination du milieu par les produits de biocontrôle 1063

5.1. Contamination du sol et de l'eau 1063

5.2. Contamination de l'air 1064

6. Construction des requêtes, constitution du corpus d'articles 1064
6.1. Requêtes 1064
6.2. Corpus 1065
6.3. Critères de tri des articles 1066
7. Analyse des articles par usage revendiqué 1066
7.1. Acaricides, insecticides, molluscicides, nématicides 1067
7.1.1. Acaricides 1067
7.1.2. Insecticides 1067
7.1.3. Molluscicides 1080
7.1.4. Nématicides 1080
7.2. Fongicides 1081
7.2.1. Analyse du corpus 1081
7.2.2. Généralités sur les modes d'action des biofongicides 1082
7.2.3. Impact des microorganismes biofongicides sur la biodiversité et l'environnement 1086
7.2.4. Conclusion sur les fongicides 1094
7.3. Herbicides 1095
7.3.1. Mycoherbicides 1095
7.3.2. Huiles essentielles 1096
7.3.3. Bactéries 1097
7.3.4. Virus 1097
7.3.5. Macroorganismes – gestion et désherbage 1097
7.3.6. Phytoherbicides 1098
7.3.7. Conclusion sur les solutions herbicides de biocontrôle 1098
7.4. Bactéricides 1099
8. Conclusion 1102
8.1. Attendus de l'ESCo et retour sur le corpus 1102
8.2. Analyse du corpus 1102
8.3. Etat des lieux du biocontrôle en France 1102
8.4. Contamination du milieu par les produits de biocontrôle 1103
8.5. Devenir dans l'environnement et effets des solutions de biocontrôle en regard des PPP 1103
8.5.1. Devenir des produits de biocontrôle dans l'environnement 1103
8.5.2. Difficultés à analyser l'impact sur l'environnement des solutions de biocontrôle 1103
8.5.3. Effets écotoxicologiques des agents de biocontrôle 1104
8.6. Comparaison de l'impact des produits de biocontrôle et des produits de synthèse 1104
8.7. Quelles perspectives d'évolution pour le biocontrôle ? 1105
8.8. *In fine* 1106
Références bibliographiques 1107

1. Attendus de l'ESCo

Le biocontrôle connaît en France un essor sans précédent depuis quelques années. En effet, la pression de l'opinion publique couplée à celle des différentes réglementations et restrictions concernant les PPP de synthèse ont constitué un levier important pour promouvoir l'utilisation des solutions de biocontrôle. Pour assurer la durabilité du biocontrôle, et donc la continuité de son développement, il semble nécessaire de documenter les aspects positifs de son utilisation et les questions potentielles liées à la préservation de l'environnement. Ainsi, deux questions ont-elles été spécifiquement posées portant sur :

- l'état des lieux du biocontrôle en France ;
- l'analyse de la littérature concernant la comparaison entre le devenir dans l'environnement et les effets des biopesticides et des pesticides conventionnels.

Ces deux questions ont servi de base à la construction de nos requêtes bibliographiques en tenant compte des contours de l'ESCo (les questions ayant trait aux aspects vétérinaires ou post-récolte ne sont pas prises en compte par exemple). Les informations sur les requêtes sont données plus loin dans le document.

Avant de développer les réponses à ces questions, il nous paraît utile de fournir quelques précisions sur la notion de biocontrôle.

2. Contextualisation du biocontrôle

Dans un contexte de réduction de l'utilisation des PPP, le biocontrôle est un des leviers identifiés pour atteindre les objectifs du plan Ecophyto. Le terme « biocontrôle » a été introduit en France en 2011 dans un rapport parlementaire remis par Antoine Herth (2011). Ce terme français ne doit pas être confondu avec le terme anglais « biocontrol », lequel est l'équivalent de la lutte biologique française et qui ne représente qu'une part du biocontrôle. Le biocontrôle français correspondrait plus au terme anglais « bioprotection », plus large, lequel inclut la lutte biologique. C'est Carl Freiherr von Tubeuf qui, en documentant l'utilisation spécifique d'un mycoparasite *Tuberculina maxima* pour lutter contre la rouille du pin (*Cronartium ribicola*), a utilisé le terme de « lutte biologique » en 1914 (Maloy et Lang, 2003). Plus récemment, les scientifiques ont validé le terme « lutte biologique » et le décrivent comme l'utilisation d'un organisme vivant pour limiter la population ou l'impact d'un bioagresseur, afin de diminuer les dommages faits aux cultures (Eilenberg *et al.*, 2001).

Dans le cadre de la protection des cultures, les agriculteurs cherchent aujourd'hui à utiliser le maximum de méthodes de protection dites « naturelles ». Ils visent une protection des cultures *via* le recours aux mécanismes et interactions qui régissent les relations entre les espèces au sein des agrosystèmes. Ainsi, le principe du biocontrôle est-il fondé sur la gestion des équilibres des populations d'agresseurs plutôt que sur leur éradication (selon l'IBMA - *International Biocontrol Manufacturers Association*). En septembre 2014, la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt adoptée par le Parlement français a permis d'officialiser le terme « biocontrôle » en l'inscrivant dans le code rural et de la pêche maritime (Article L.253-6), modifié par l'article 50 de la loi n°2014-1170.

2.1. Définitions et généralités sur le biocontrôle

Le biocontrôle correspond à un ensemble de méthodes de protection des cultures qui a été défini par le code rural et de la pêche maritime (article L-253-6) comme « des agents et produits utilisant des mécanismes naturels dans le cadre de la lutte intégrée contre les ennemis des cultures ». Quatre catégories de produits sont inscrites sur cette liste de biocontrôle :

- La première comprend des macroorganismes (insectes, nématodes ou acariens qui peuvent être exotiques ou indigènes) ;
- La deuxième se rapporte aux produits comprenant des microorganismes (virus, bactéries ou champignons) ;
- La troisième rassemble les médiateurs chimiques, telles que les phéromones et les kairomones (essentiellement de synthèse) ;
- La quatrième inclut les produits contenant des substances naturelles d'origine végétale, animale, microbienne ou minérale.

À noter que le terme de « substances naturelles » recouvre ici, soit toute substance issue d'une source naturelle, soit des substances synthétisées strictement à l'identique des substances naturelles.

La liste des produits phytopharmaceutiques de biocontrôle, mise à jour mensuellement, est diffusée *via* une note provenant du ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (DGAL, 2021) qui établit cette liste au titre des articles L.253-5 et L.253-7 du code rural et de la pêche maritime (CRPM). Cette note ne liste pas les macroorganismes mais inclut des pièges à insectes associant des phéromones, des attractifs alimentaires ou des insecticides dans un contenant clos.

Il faut souligner qu'il ne faut pas confondre le biocontrôle avec l'agriculture biologique (AB) (*organic farming* en anglais) qui constitue un mode de production ayant recours à des pratiques culturales et d'élevage soucieuses du respect des équilibres naturels et qui relève du règlement (CE) No 889/2008 (Commission européenne, 2007a). Ainsi, l'AB exclut l'usage des produits chimiques de synthèse, des organismes génétiquement modifiés (OGM) et limite l'emploi d'intrants (IFOAM)[1]. Certaines molécules de synthèse de la liste des produits de biocontrôle (par ex : abamectine, phéromones) non extraites de produits naturels, mais synthétisées à l'identique, sont interdites en AB. L'AB est donc un système de production soumis à une réglementation européenne et non une pratique de préservation de la santé des plantes. L'utilisation des herbicides d'autre part est interdite en AB et a pour objectif de maintenir la santé des sols, des écosystèmes et des personnes. L'AB permet l'utilisation de certains PPP d'origine minérale (par ex : produits à base de cuivre, une matière active non inscrite sur la liste biocontrôle) (Figure 16-1) et de préparations à base de substances naturelles d'origine végétale, animale ou minérale qui sont listées par la fédération internationale des mouvements d'agriculture biologique (IFOAM) et qui peuvent ne pas être sur la liste des produits de biocontrôle.

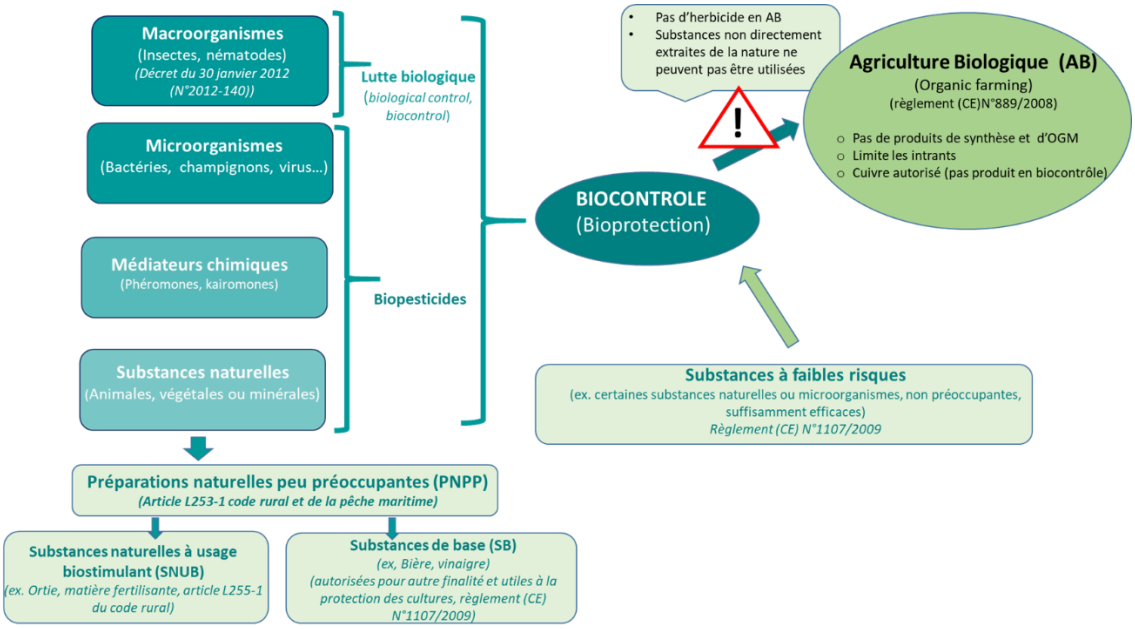


Figure 16-1. Schéma intégrant les différentes catégories de produits de biocontrôle et leur implication en agriculture biologique (modifié d'après Mamy et Barriuso (2020))

1 https://www.ifoam.bio/sites/default/files/2020-05/poa_french_web.pdf [Consulté le 16/02/2022]

Cependant, la protection biologique est utilisée aussi bien en agriculture conventionnelle qu'en AB. La production biologique a été définie par l'UE (Règlement (UE) 2018/848, (Parlement européen, 2018)) comme « un système global de gestion agricole et de production alimentaire ». Elle allie les meilleures pratiques en matière d'environnement et d'action pour le climat, un degré élevé de biodiversité, la préservation des ressources naturelles et l'application de normes élevées en matière de bien-être animal et des normes de production répondant à la demande exprimée par un nombre croissant de consommateurs désireux de se procurer des produits obtenus grâce à des substances et à des procédés naturels.

2.2. Catégories du biocontrôle

La note DGAL/SDSPV/2021-277 d'avril 2021 (2021), qui répertorie 617 produits de biocontrôle avec une AMM, inclut les produits à base de microorganismes (113), des médiateurs chimiques et kairomones (59) et des substances naturelles (parfois synthétisées à l'identique) (445) (Figure 16-2.A). Toutefois, la diversité des espèces (ou souches) de microorganismes et celle des substances actives disponibles est nettement inférieure à celle des produits de biocontrôle commercialisés. Seuls 80 substances ou microorganismes différents se répartissent dans les catégories précitées selon leur nature : bactéries, champignons ou virus pour les microorganismes, substances végétales, minérales, microbiennes ou animales, et substances de synthèse identiques à des substances naturelles extraites essentiellement des phéromones et des régulateurs de croissance (Figure 16-2.B). Si les 59 produits à base de phéromones/kairomones et les 10 pièges à insectes visent à limiter les populations de ravageurs des cultures (insectes), les substances naturelles ou synthétisées à l'identique (435) et les produits à base de microorganismes (113) ont des actions plus variées (fongicide, bactéricide, nématicide, acaricide, insecticide, molluscicide, répulsive sur gibier, régulateur de croissance ou action de protection contre le gel et parfois mixte).

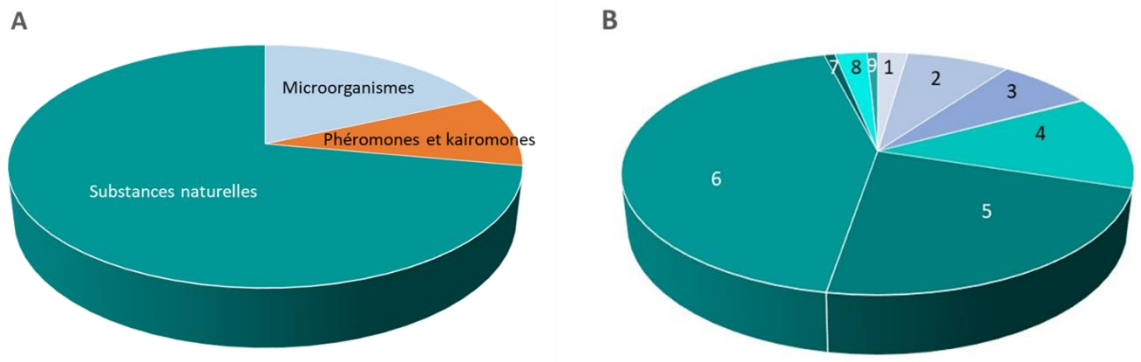


Figure 16-2. (**A**) Distribution en pourcentage des 617 produits de biocontrôle ayant une AMM dans les trois catégories inscrites sur la liste de biocontrôle (2021-277), (**B**) Distribution en pourcentage des 617 produits selon leur nature.

Pour (**A**) : les microorganismes intègrent les bactéries, les champignons, les oomycètes et les virus ; les substances naturelles correspondent à toutes les substances naturelles ou synthétisées à l'identique (y compris les pièges à insectes et répulsifs).

Pour (**B**) : **1 :** virus ; **2 :** bactéries ; **3 :** champignons et oomycètes ; **4 :** extrait animal* (dont farine de sang, diatomée, phéromones, COS-OGA…) ; **5 :** extrait végétal* ; **6 :** extrait minéral* ; **7 :** extrait de champignon (par ex. cerevisane) ; **8 :** extrait bactérien* (dont acide acétique, spinosad) ; **9 :** extrait d'algues* (dont laminarine). L'étoile * correspond à l'intégration des molécules naturelles synthétisées à l'identique dans la catégorie ou des produits naturels transformés.

La majorité des produits vise essentiellement à réduire les populations de champignons phytopathogènes, d'insectes et d'espèces adventices (Figure 16-3). La vente de ces produits reste cependant faible. Quelques solutions de biocontrôle existent pour limiter la présence de gastéropodes (escargots et limaces), mais il y a peu de possibilités pour lutter contre les nématodes, les acariens, les virus et le gibier. Un petit nombre de produits de la liste ont une action de régulateurs de croissance ou d'éclaircisseurs et de protection contre le gel.

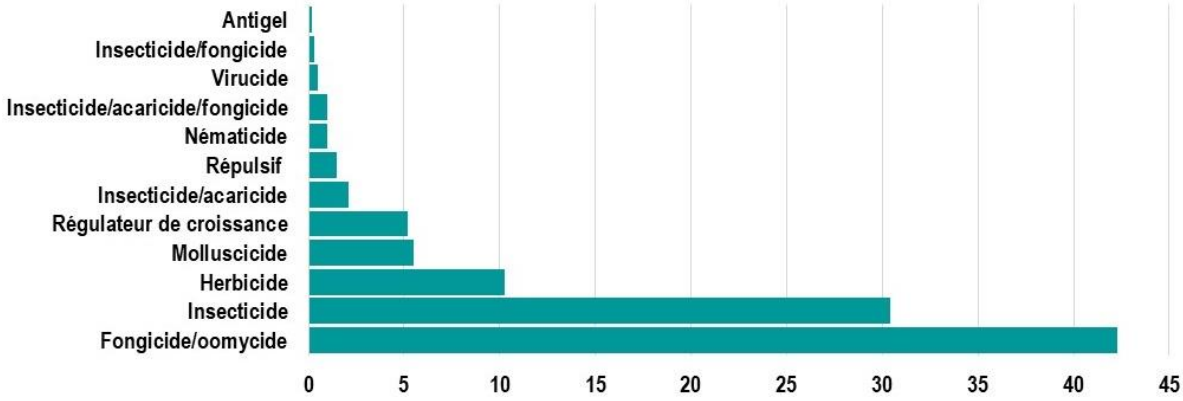


Figure 16-3. Répartition des 617 produits de la liste biocontrôle en pourcentage, selon leur mode d'action.
Le soufre a été comptabilisé dans les fongicides et n'a pas été recompté comme insecticide ou acaricide (présent souvent en action multiple acaricide/insecticide et fongicide). La catégorie « régulateur de croissance » inclut les produits éclaircisseurs. La catégorie « répulsif » contient aussi les appâts animaux, excepté les pièges à insectes.

La comparaison du nombre de produits de la liste (617) avec le nombre de substances ou d'espèces différentes montre une grande disparité. En effet, si les produits à base de substances minérales (essentiellement le soufre), et les produits contenant des molécules de synthèse à l'identique (phéromones/kairomones, acide pélargonique, etc.) sont majoritaires, le nombre de matières actives différentes est de l'ordre de 9 pour les extraits minéraux. La diversité la plus importante est trouvée pour les espèces (souches) de champignons et les extraits végétaux qui ont essentiellement des actions fongicides et insecticides (Figure 16-4).

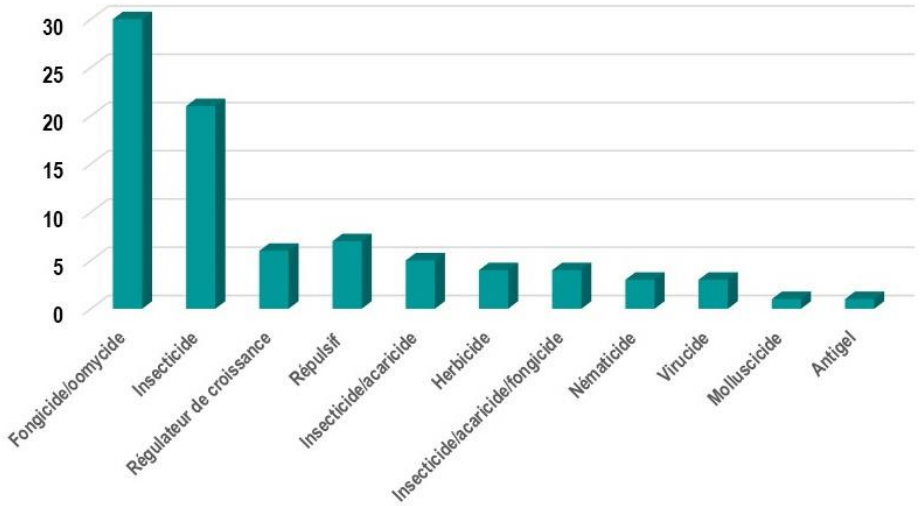


Figure 16-4. Nombre de substances actives ou d'espèces différentes par mode d'action.
Les différents mélanges de phéromones n'ont été compté qu'une seule fois.

Le soufre est le produit de biocontrôle le plus utilisé actuellement, quel que soit le type d'agriculture (conventionnelle ou biologique) avec une augmentation des tonnages vendus de plus de 84% entre 2008 (6 469 t) et 2019 (11 923 t). Dans la liste des produits de biocontrôle, à lui seul, il représente 20% des produits autorisés sur les 617 (IBMA, 2021).

Parmi les fongicides de la liste de biocontrôle, outre des produits d'origine minérale (soufre, phosphonates, hydrogénocarbonate de potassium), on trouve des produits qui sont des extraits ou des substances concentrées (laminarine, extraits de pépins, COS-OGA, eugénol, extrait de fenugrec) et de nombreux microorganismes (bactéries, oomycètes ou champignons). Le mode d'action des microorganismes fait généralement appel à de l'antibiose (production d'antibiotique, de composés volatiles, enzymes), à de la compétition, à de la stimulation des défenses des plantes et à du mycoparasitisme.

Une revue récente a fait un point bibliométrique sur « biological control » ou « biocontrol » entre 1973 et septembre 2020 et se réfère à l'usage d'organismes et de microorganismes incluant les bactéries, virus, champignons et nématodes impliqués dans la gestion des maladies, des ravageurs et des adventices (Hernandez-Rosas *et al.*, 2020). Il apparaît que l'usage global des organismes de lutte biologique reste limité du fait de la spécificité du microorganisme et de son effet sur le bioagresseur visé, selon le climat et le coût de production. De nombreux travaux publiés visent à démontrer leur intérêt commercial, leur préservation et les méthodes de stockage (par ex. le genre *Trichoderma* et plusieurs espèces de *Bacillus* (*B. subtilis, B. thuriengienis*)). Les travaux sur les mycoinsecticides contenant *Bauveria bassiana* ou *Metharhizium anisopliae* sont également très cités.

Entre 2011 et 2018, le nombre de produits de biocontrôle a fortement augmenté, mais le nombre de substances chimiques aussi (Robin et Marchand, 2019). Le marché des agents de biocontrôle représente 1,9 milliards de dollars à travers le monde et 542 millions en Europe avec une croissance annuelle estimée entre 15 et 20%. Environ 60 produits de biocontrôle ont été autorisés sur cette même période, essentiellement des microorganismes, avec une augmentation de 48% entre 2011 et 2018 (123 *vs* 182 produits). Pour les produits conventionnels, l'augmentation n'a été que de 13,5% (275 *vs* 312). Le constat reste identique, ce sont essentiellement des produits fongicides et insecticides qui sont homologués avec quelques produits stimulant les défenses des plantes. En revanche, le nombre de produits herbicides, acaricides, molluscicides et nématicides n'augmente pas.

2.2.1. Macroorganismes

Les stratégies d'utilisation des macroorganismes reposent sur trois modalités :

- La première consiste en l'introduction/acclimatation d'ennemis naturels du nuisible à contrôler. Nous considérons donc ici un nuisible invasif et son ennemi naturel, issus d'un même territoire. En dehors de la recherche d'efficacité du contrôle du nuisible par son ennemi naturel, il conviendra aussi de vérifier que ce dernier ne soit/devienne pas une menace pour l'environnement dans lequel il est introduit. Nous reviendrons sur ce point qui fait l'objet de nombreuses recherches.

- La deuxième modalité est l'augmentation, laquelle repose aussi sur l'élevage d'ennemis naturels du nuisible mais qui sont endémiques du territoire à traiter. Pour ces deux modalités, après un élevage en masse des agents de biocontrôle, ceux-ci sont lâchés sur la surface à traiter (champs, serres). Selon les ennemis naturels et les nuisibles (caractéristiques biologiques, physiologiques et/ou morphologiques), les lâchers peuvent se faire selon plusieurs protocoles : lâchers répétitifs, lâchers ponctuels, lâchers par avion ou *via* des capsules ou des distributeurs répartis sur la surface à traiter. Selon les protocoles choisis, on parlera de lâchers inondatifs ou de lâchers inoculatifs :
  - Les lâchers inondatifs mettent en jeu de grandes quantités d'ennemis naturels du nuisible dont on espère un contrôle rapide ;
  - Les lâchers inoculatifs utilisent de petites quantités d'ennemis naturels dont la multiplication est attendue pour assurer un contrôle pérenne du ravageur.

  Ces deux modalités nécessitent un élevage en masse de l'ennemi naturel choisi, qui peut représenter une difficulté. En effet, il est nécessaire de fournir un substrat adéquat (proies ou hôtes, voir ci-dessous) notamment dans le cas d'introduction/acclimatation.

- La troisième et dernière modalité - la conservation - ne sera que citée puisqu'elle n'entre pas dans le cadre de l'ESCo. Il s'agit, en manipulant l'environnement de la zone à protéger, de favoriser la présence d'ennemis naturels des nuisibles (par ex : plantation de haies, bandes enherbées, pose de nichoirs pour mésanges, etc.).

La majorité des macroorganismes utilisés pour le biocontrôle (Tableau 16-1) est constituée d'arthropodes (insectes, acariens) utilisés contre d'autres arthropodes. Ils font ainsi partie des auxiliaires de culture au même titre que les pollinisateurs. Deux modes de régulation sont exploités par les arthropodes dans le biocontrôle : la prédation et le parasitisme.

Tableau 16-1. Arthropodes utilisés en France pour le biocontrôle des ravageurs de culture (d'après Fauvergue *et al*. (2020))

Ordres	Usage	Exemples de taxons utilisés en France
Dermaptera	Prédateur	*Forficula auricularia*
Thysanoptera	Prédateur	*Franklinothrips*
Hemiptera	Prédateur	*Orius, Macrolophus*
Neuroptera	Prédateur	*Chrysoperla*
Coleoptera	Prédateur	*Coccinella, Harmonia, Radiola*
Diptera	Prédateur	*Aphidoletes, Episyrphus*
Hymenoptera	Parasitoïde	*Aphidius, Encarsia*
Acari (sous classe)	Prédateur	*Amblyseiulus, Neoseiulus, Phytoseiulus*

La prédation met en jeu des larves mais aussi des adultes de l'espèce auxiliaire qui vont donc chasser et consommer des proies pour assurer leur développement ou leur reproduction. La prédation est généralement peu spécifique : même si l'arthropode prédateur peut montrer des préférences, le plus souvent il consomme ce qu'il trouve ce qui peut poser quelques problèmes tant pour l'efficacité du biocontrôle que pour des effets non intentionnels sur les communautés non cibles voisines (problème de biodiversité). Il semble cependant que la prédation par des nématodes soit plus spécifique probablement parce qu'elle présente des spécificités importantes (voir plus bas).

Le parasitisme nécessite de disposer d'adultes capables de se reproduire. En effet, l'auxiliaire, en l'occurrence un parasitoïde, pond ses œufs dans l'hôte (le nuisible), œufs qui vont alors éclore, et les larves vont se développer en se nourrissant de l'hôte[2]. À côté de cet endoparasitisme, on peut aussi observer de l'ectoparasitisme (les œufs sont pondus sur la cuticule de l'hôte). Selon les espèces, la femelle peut pondre ses œufs dans les œufs de l'hôte, dans les larves ou dans les adultes. Le parasitisme repose souvent sur des couples d'espèces assez spécifiques : le parasitoïde ne va pondre que dans des insectes appartenant à une seule espèce ou genre. En d'autres termes, au contraire de beaucoup de cas de prédation, la spécificité d'action est une base de cette stratégie. Il est aussi possible d'observer des interférences ou des compétitions entre parasitoïdes partageant les mêmes hôtes, ce qui peut obérer le succès du biocontrôle.

Cas particulier des nématodes

Les nématodes entomopathogènes utilisés en biocontrôle appartiennent à deux familles différentes (*Heterorhabditidae* et *Steinernematidae* ; Tableau 16-2) mais ils présentent comme point commun de vivre de façon mutualiste avec des bactéries spécifiques, *Photorhabdus* et *Xenorhabdus*, respectivement. Le mode de reproduction de ces nématodes passe par plusieurs stades de développement mais un seul stade, dit stade juvénile infectieux, vit librement dans l'environnement. Tous les autres stades de développement se passent dans un hôte, un insecte, qui sera tué, ce qui rend donc ces nématodes intéressants dans une stratégie de biocontrôle. Le mode opératoire de ces nématodes est assez similaire : ils sont capables de pénétrer dans l'insecte et ils relâchent leurs bactéries mutualistes dans l'insecte. Ces bactéries vont, à l'aide de toxines, bloquer la réponse immunitaire de l'insecte et le tuer. Le nématode peut alors se nourrir sur les restes de l'insecte tout en finissant son cycle reproductif. Au terme de ce cycle, un grand nombre de juvéniles infectieux sont libérés à partir du cadavre de l'insecte. On peut noter que, selon les espèces, les nématodes entomopathogènes utilisent deux stratégies de recherche de leurs hôtes : les embuscades ou la recherche active (Grewal *et al.*, 1994). Les nématodes entomopathogènes ciblent un nombre relativement restreint d'espèces d'insectes.

2 Les insectes parasites et parasitoïdes, Ephytia : (http://ephytia.inra.fr/fr/C/11213/Hypp-encyclopedie-en-protection-des-plantes-Les-insectes-parasites-et-parasitoides [Consulté le 16/02/2022]

Un nématode molluscicide appartenant à la famille de Rhabditidae (*Phasmarhabditis hermaphrodita*) possède lui aussi une bactérie mutualiste, *Moraxella osloensis.* Son mode de reproduction est tout à fait similaire à celui des nématodes entomopathogènes mais son hôte est cette fois un gastéropode.

Tableau 16-2. Nématodes entomopathogènes utilisés pour le biocontrôle des insectes nuisibles en agriculture (d'après Tofangsazi *et al*., 2018 (revised). *Entomopathogenic nematodes*[3])

Espèces de nématodes entomopathogéniques	Principaux parasites visés
Steinernema glaseri	Vers blancs (scarabées, notamment le scarabée japonais, Popillia sp.), foreurs des racines du bananier
Steinernema kraussei	Charançon noir de la vigne, Otiorhynchus sulcatus
Steinernema carpocapsae	Ravageurs du gazon - punaises, vers gris, légionnaires, pyrales des prés, punaises des céréales, tipules Ravageurs des vergers, des plantes ornementales et des légumes - pyrale du bananier, carpocapse de la pomme, girelle des canneberges, pyrale du cornouiller et autres espèces de pyrales, charançon noir de la vigne, pyrale du pêcher, mouches des rivages (*Scatella* spp.) Charançon rouge du palmier *Rhynchophorus ferrugineus.* Papillon palmivore *Paysandisia archon*
Steinernema feltiae	Mouches des champignons (Bradysia spp.), mouches des rivages, thrips des fleurs de l'Ouest, mineuses des feuilles
Steinernema scapterisci	Grillons taupes (*Scapteriscus* spp.)
Steinernema riobrave	Charançon de la racine des agrumes (Diaprepes spp.), grillons taupiers
Heterorhabditis bacteriophora	Vers blancs (scarabées), vers gris, charançon noir de la vigne, altises, vers des racines du maïs, charançon des racines des agrumes, charançon de la racine du fraisier
Heterorhabditis megidis	Charançons
Heterorhabditis indica	Mouches des champignons, cochenilles des racines, vers blancs
Heterorhabditis marelatus	Vers blancs (scarabées), vers gris, charançon noir de la vigne
Heterorhabditis zealandica	Larves de scarabées

La production de masse de ces nématodes peut se faire *in vitro* sur un milieu artificiel (nématode multiplié en parallèle des bactéries puis on combine les deux) ou *in vivo* en utilisant des hôtes faciles à produire. Dans tous les cas, le risque de baisse de la virulence existe.

Enfin deux exemples méritent d'être mentionnés, même s'il ne s'agit pas d'une filière classique du biocontrôle. Il concerne le contrôle des espèces adventices.

Depuis quelques années, dans des parcelles gérées en agriculture de conservation, l'utilisation de troupeaux désherbeurs (surtout ovins) est testée pour réguler les plantes de couvert et les espèces adventices avant semis de la culture suivante (*cf*. Section 7.3)[4]. Ces stratégies, développées par des agriculteurs-expérimentateurs, n'ont cependant pas encore fait l'objet d'une validation d'un point de vue agronomique et économique mais cette réintroduction des troupeaux lors de la période d'interculture est intéressante par son efficacité potentielle et son impact social. De façon plus spécifique, pour des expérimentations de gestion de l'ambroisie à feuilles d'armoises (*Ambrosia artemisiifolia* L.), des troupeaux de moutons ont été utilisés avec un certain succès sur des bords de cours d'eau (Drôme), zones où l'utilisation des PPP est proscrite (Faton, 2008). Plus globalement, l'utilisation d'animaux « désherbeurs » est en augmentation dans des situations agricoles[5] ou périurbaines pour une régulation de la flore dans un objectif de ne plus utiliser des PPP.

En grandes cultures, il a été observé que plusieurs espèces granivores peuvent être impliquées dans la régulation des stocks de semences des espèces adventices : des petits mammifères, des oiseaux mais aussi et surtout des insectes (carabidés ; Honek *et al*. (2003) ; Bohan *et al*. (2011)). C'est principalement dans des systèmes en agriculture de conservation que ces études sont réalisées. Au sujet des régulations biologiques, la littérature décrit aussi l'utilisation de plantes de couvert, la mise en place de bandes enherbées ou fleuries ainsi que l'importance

[3] https://entnemdept.ufl.edu/creatures/nematode/entomopathogenic_nematode.htm [Consulté le 16/02/2022]
[4] Bertrand Patenôtre : valoriser les couverts végétaux grâce à l'élevage ovin. Agriculture de conservation.com : http://agriculture-de-conservation.com/Bertrand-Patenotre-valoriser-les-couverts-vegetaux-grace-a-l-elevage-ovin.html [Consulté le 16/02/2022]
[5] vignes - https://www.nbcnews.com/id/wbna19714199 [Consulté le 16/02/2022]

du paysage en tant que facteurs favorisant l'action des organismes auxiliaires (Davis et Liebman, 2003 ; Petit *et al.*, 2017).

2.2.2. Microorganismes

Nous trouvons dans cette catégorie d'agents de biocontrôle des bactéries, des champignons, un oomycète et des virus.

a. Bactéries

Plusieurs familles de bactéries peuvent être utilisées en biocontrôle. Elles appartiennent aux genres Bacillus, Pseudomonas et Streptomyces. Le genre Bacillus est celui qui compte le plus d'espèces répertoriées en biocontrôle. Ces bactéries ont des propriétés insecticides (ex *B. thuringiensis*), ou fongicides essentiellement (par ex. *B. amyloliquefaciens, B. subtilis*).

Bacillus

Bacillus thuringiensis

Une seule espèce de Bacillus est utilisée en biocontrôle pour ses vertus entomopathogènes, il s'agit de *Bacillus thuringiensis* (Bt). Cette bactérie a été découverte au Japon dans des cadavres d'insectes puis formellement décrite en Allemagne au début du XX^{e} siècle. C'est une bactérie sporulante qui, selon les conditions environnementales (par ex. raréfaction des nutriments notamment), peut survivre sous la forme de spores, formes de vie latentes, ce qui permet à la bactérie d'attendre sans dommages des conditions plus favorables. Les toxines entomopathogènes sont produites lors de la formation des spores. Quand de bonnes conditions se présentent, la spore germe pour régénérer une bactérie à nouveau capable de se multiplier (phase végétative).

L'exploitation de Bt comme bioinsecticide a commencé en France dans les années 1930 puis a repris après-guerre. Rapidement, la communauté scientifique s'est intéressée au mode d'action de Bt. De façon schématique, il est possible de le résumer ainsi : l'insecte ingère la spore qui va germer dans son intestin en libérant les toxines entomopathogènes Cry présentes dans un cristal protéique. Celles-ci, après une phase de solubilisation puis d'activation, se fixent à des récepteurs spécifiques à la surface des cellules de l'intestin, des entérocytes précisément, et provoquent leur lyse. Des trous se forment dans l'intestin, les bactéries passent dans la cavité générale de l'insecte et provoquent sa mort (Bravo *et al.*, 2007 ; Bravo *et al.*, 2011 ; de Almeida Melo *et al.*, 2016). Il est cependant important de noter que ce n'est qu'un modèle de mécanisme d'action de la toxine dit de « fixation séquentielle » passant par des intermédiaires (aminopeptidase N, phosphatase alcaline, protéine ABC). Même si ce dernier est le plus généralement admis, il existe un autre modèle dit de « voie de signalisation » dans lequel la fixation de la toxine sur une cadhérine module l'activité d'une protéine G puis de l'adénylate cyclase conduisant finalement à la mort des cellules. Bt est aussi capable de produire d'autres toxines (Cyt et Vip) mais par souci de clarté nous n'aborderons pas ici la fonction de ces toxines, leur utilisation comme bioinsecticide étant limitée.

Un grand nombre de toxines Cry est connu[6] et on a longtemps pensé que chaque toxine exerçait sa toxicité sur quelques espèces d'insectes seulement et appartenant à un seul ordre. Il s'est avéré que cela n'était pas vrai pour toutes les toxines. Le Tableau 16-3 donne quelques contre-exemples (données tirées de van Frankenhuyzen (2013)).

6 *Bacillus thuringiensis* Toxin Nomenclature : http://www.lifesci.sussex.ac.uk/home/Neil_Crickmore/Bt/ [Consulté le 16/02/2022]

Tableau 16-3. Toxicité de quelques toxines Cry de Bt envers différents ordres d'insectes
(X : ordre dans lequel on trouve les espèces ciblées par la toxine, + : ordre dans lequel on connaît au moins une espèce sensible (sensibilité équivalente à celle d'une espèce ciblée) à la toxine)

Toxines	Lépidoptères	Diptères	Coléoptères	Hémiptères	Hyménoptères
Cry1Ab	X			+	
Cry1Ac	X	+		+	
Cry2Aa	X	+		+	
Cry3Aa			X	+	+
Cry4Aa		X		+	

De la même façon que l'on a identifié un grand nombre de toxines Cry, de nombreuses souches de Bt ont été découvertes. Elles diffèrent les unes des autres principalement par l'éventail de toxines Cry qu'elles sont capables de produire. La combinaison des toxines produites par une souche de Bt définit ainsi la gamme d'espèces contre lesquelles cette souche sera toxique. Le Tableau 16-4 liste les principales souches de Bt utilisées comme bioinsecticides avec les ordres d'insectes qui sont ciblés ; cependant, seules les deux premières souches sont présentes dans la liste des PPP de biocontrôle, au titre des articles L.253-5 et L.253-7 du code rural et de la pêche maritime.

Tableau 16-4. Toxines Cry présentes dans les souches de Bt commercialisées

Souche Bt	Ordre ciblé	δ-Endotoxines
Kurstaki	Lépidoptère	Cry1Aa, Cry1Ab, Cry1Ac, Cry2Aa, et Cry2Ab
Aizawai	Lépidoptère	Cry1Aa, Cry1Ab, Cry1Ba, Cry1Ca, et Cry1Da
Tenebrionis	Coléoptère	Cry3Aa
Israelensis	Diptère	Cry4A, Cry4B, Cry11A, et Cyt1Aa

Bacillus firmus

Une autre espèce de Bacillus, *B. firmus*, est utilisée contre les nématodes du genre *Meloidogine*. Cette bactérie est un antagoniste des nématodes capable de dégrader et de coloniser les œufs de *Meloidogyne*. Elle est aussi capable d'induire une résistance systémique chez les plantes, cependant cet effet varie selon la plante hôte. Certains isolats bactériens sont actifs dans une large gamme de température avec un optimum à 35°C (Ghahremani *et al.*, 2020).

Bacillus subtilis, Bacillus licheniformis, Bacillus amyloliquefaciens, Bacillus pumilus

Les espèces *B. subtilis, B. licheniformis, B. amyloliquefaciens* et *B. pumilus* sont des représentants d'un groupe d'espèces phylogénétique et phénotypique homogène souvent nommé dans le langage vernaculaire « complexe d'espèces de *B. subtilis* ». Il est très difficile de les identifier par leur phénotype et l'ARNr 16S et leur identification nécessite des comparaisons nucléotidiques et des séquences d'acides aminés du génome complet (Fan *et al.*, 2017).

Les bactéries de l'espèce *Bacillus amyloliquefaciens* subsp. *plantarum,* au nombre de trois dans la liste de biocontrôle, ont des activités fongicides et bactériostatiques. Elles agissent principalement comme antagonistes sur les agents pathogènes, mais jouent également un rôle de stimulateur des défenses des plantes. Cette bactérie a pour habitat naturel le sol et plus particulièrement la proximité des racines, et certaines sous-espèces sont des bactéries promouvant la croissance des plantes (Chen *et al.*, 2007). Ces *Bacillus* sont autorisés pour lutter contre de nombreuses maladies fongiques et bactériennes en viticulture, arboriculture et cultures légumières. Ils agissent essentiellement par antagonisme direct, dû majoritairement à des lipopeptides, molécules secrétées par les colonies microbiennes, ou à des composés volatils (COVS) qui inhibent la croissance mycélienne et/ou la germination de spores de nombreux champignons pathogènes. Les préparations sont appliquées préventivement, au début des stades sensibles aux infections, afin de bénéficier aussi de la stimulation des défenses naturelles.

B. pumilus colonise les racines et entre en compétition avec les agents pathogènes occupant la niche écologique et a une action du type antibiose (bloque la synthèse de la paroi cellulaire des autres champignons).

Pseudomonas

Deux souches de Pseudomonas sont homologuées comme biofongicide en biocontrôle, notamment *P. chlororaphis* qui exerce une action de type antibiose car les *Pseudomonas* spp. peuvent produire de la phénazine, du 2,4-diacétylphloroglucocinol, de la pyolutéorine, de la pyrrolnitrine, des lipopeptides et de nombreux autres composés antifongiques, qui contribuent à la suppression de la croissance mycélienne de nombreux genres de champignons phytopathogènes (Huang *et al.*, 2018), mais les pseudomonas peuvent aussi, comme *B. amyloliquefaciens*, stimuler les défenses des plantes ou promouvoir leur croissance en synthétisant des phytohormones (méthyle salicylate, acide indole acétique) (Ganeshan et Kumar, 2005).

Streptomyces

Les actinobactéries, dont les Streptomyces, ont contribué à plus de 65% des antibiotiques utilisés en médecine et plus de 10 000 molécules bioactives sont d'intérêt au sein de cette classe de bactéries. Certains streptomyces ont des propriétés antifongiques, ou anti-bactériennes, voire anticancéreuses (Lee *et al.*, 2018).

S. griseoviridis a un mode d'action similaire à *B. amyloliquefaciens* : compétition spatiale et nutritionnelle avec les pathogènes, production de produits antifongiques, lyse des cellules suivie par de l'hyperparasitisme. Streptomyces se développe rapidement dans un sol humide et colonise les espaces proches des racines des plantes hôtes. La bactérie secrète différentes enzymes et molécules antifongiques et peut aussi agir comme biostimulant sur la croissance des plantes.

En résumé, trois genres de bactéries sont utilisés en biocontrôle et Bacillus thuringiensis est de loin le biopesticide le plus utilisé (si l'on excepte le soufre). Les cibles de toutes ces bactéries sont assez variées : insectes, nématodes ou champignons phytopathogènes, voire d'autres bactéries.

b. Champignons

Treize espèces rentrent dans cette catégorie et se répartissent entre une utilisation insecticide (6 espèces) et une utilisation fongicide (7 espèces).

Les espèces insecticides *Beauveria bassiana, Isaria fumosorosea apopka, Lecanicillium muscarium, Metarhizium anisopliae, Paecilomyces fumosoroseus* et *Paecilomyces lilacinus* sont actives contre une grande diversité d'espèces d'insectes et d'acariens. Le champignon pénètre la cuticule de l'arthropode à l'aide d'une structure spécialisée : l'hyphe. Il libère ensuite des toxines et des enzymes pour neutraliser le système immunitaire de l'hôte et pour lyser les tissus afin de permettre sa multiplication végétative. Ces champignons sont utilisés principalement contre certains acariens, les aleurodes, des cochenilles, des lépidoptères ou des pucerons. Ils ont donc une spécificité assez faible, ce qui a conduit à poser des restrictions quant à la réglementation de leur utilisation. Tous ces arthropodes sont aériens. En effet, les champignons entomopathogènes doivent pénétrer la cuticule des insectes pour les infecter et celle des insectes vivant dans ou sur le sol est plus épaisse ce qui les rend relativement résistants.

D'autres champignons agissent comme des champignons mycoparasites, antagonistes ou fongicides. C'est notamment le cas de *Coniothyrium minitans (*ex. *Paraphaeosphaeria minitans), Clonostachys rosea (*ex. *Gliogladium catenulatum),* des Trichoderma *(T. asperellum, T. atroviride, T. harzanium),* d'*Aureobasidium pullulans* et d'*Ampelomyces quisqualis.* Comme pour les bactéries, plusieurs modes d'action coexistent, allant de la compétition pour les nutriments à la production de molécules antifongiques, à la stimulation des défenses et à l'hyperparasitisme.

Aureobasidium pullulans

Les souches d'*Aureobasidium pullulans* possèdent des modes d'action différents. En effet, elles peuvent induire les défenses des plantes ou encore entrer en compétition pour les nutriments afin de lutter contre les maladies de conservation (European Food Safety Authority, 2013a).

Coniothyrium minitans

Le champignon parasite *Coniothyrium minitans* est l'un des produits de biocontrôle les plus anciens utilisé. Il agit comme mycoparasite hautement spécifique de l'agent pathogène des cultures *Sclerotinia sclerotiorum.*

Trichoderma

Trichoderma possède plusieurs modes d'action. Ce type de champignon peut entrer en compétition avec un bioagresseur, faire du mycoparasitisme, inactiver les processus d'infection d'agents pathogènes, voire stimuler les défenses des plantes, ou encore favoriser la solubilisation des nutriments inorganiques des plantes. Les espèces de *Trichoderma spp*. sont capables de produire de multiples enzymes hydrolysant la paroi cellulaire d'agents pathogènes, mais aussi des antibiotiques pour combattre l'agent pathogène (Trivedi *et al.*, 2016). En particulier, *T. atroviride* et *T. harzianum Rifai* strains T-22 et ITEM-908 combineraient les différents modes d'action pré-cités (European Food Safety Authority, 2012a).

Ampelomyces quisqualis

Ampelomyces quisqualis est l'un des premiers hyperparasites décrit contre les oïdiums (1930-1932) qui infecte les hyphes mycéliens et forme des pycnides dans le mycélium, les spores et les formes sexuées de l'hôte. Ce mycoparasite ne produirait pas de toxines et son efficacité dépend des conditions climatiques pour la production et la dissémination de ses spores. Il est utilisé en viticulture pour limiter la viabilité des cleistothèces (forme sexuée de conservation hivernale) et limiter la sporulation d'*Erysiphe necator* (Corio-Costet, 2007).

Levures (Candida oleophila, Metschnikowa fructicola)

Candida oleophila et *Metschnikowia fructicola* sont des exemples de souches antagonistes dont le mode d'action est en grande partie dû à la compétition pour les nutriments. Il est également possible que les 1,3-glucanases qui hydrolysent les parois cellulaires des champignons cibles contribuent à leur contrôle. Cependant, les niveaux de glucanases dans la souche *C. oleophila* sont faibles et des études ont montré que la désactivation du gène codant pour les glucanases n'entraîne pas d'effet significatif sur l'efficacité de la souche. Il est donc peu probable que ces enzymes contribuent de manière significative à l'activité (European Food Safety Authority, 2012b). En ce qui concerne *Metschnikowia fructicola*, peu d'études sur le mode d'action sont décrites. Ce champignon serait une levure antagoniste, notamment contre *Penicillium expansum* (Liu *et al*., 2011 ; Spadaro *et al*., 2013).

c. Oomycète

Pythium oligandrum, affilié aux algues brunes, colonise la rhizosphère et protège les plantes contre des stress biotiques en plus de promouvoir la croissance des végétaux. Il est homologué comme agent de lutte biologique, sous la forme d'oospores. Il contrôle généralement les agents pathogènes par mycoparasitisme et *via* la production de composés antimicrobiens qui dégradent la paroi du champignon cible. Il agit aussi en stimulant les défenses des plantes avec l'oligandrine et des fragments protéiques de parois (MAMP : *Microbe Associated Molecular Pattern*) et induit de la résistance systémique acquise (SAR). Il est capable d'interférer avec les phytohormones (JA, AS, Ethylène, AIA...) (Benhamou *et al*., 2012).

d. Virus

Granulovirus d'Adoxyphes orana (AoGv), Cydia pomonella (CpGv), et Nucléopolyhedrovirus d'Helicoverpa armigera (HEAR NPV) et Nucléopolyhèdrovirus de Spodoptera littoralis (SPLI NPV)

Les baculovirus comprennent les granulovirus (GV) et les nucleopolyhédrovirus (NPV) qui sont des virus entomopathogènes. Les NPV possèdent une plus large gamme d'hôtes que les GV. Naturellement présents dans les populations d'insectes, ils ont un spectre d'hôte spécifique, dont les lépidoptères (papillons et larves) principalement, et sont utilisés sur cultures légumières, horticoles et grandes cultures. Ces virus possèdent une

action larvicide directe sur l'insecte cible ainsi qu'un effet différé, induisant une mortalité dans la population hivernante et une transmission du virus aux générations suivantes.

Virus de plantes

La stratégie basée sur l'utilisation de souches atténuées de virus s'apparente à la vaccination. En effet, l'utilisation de tels virus n'occasionne pas de pathologie sur la plante hôte mais provoque l'induction de la réponse immunitaire de la plante hôte contre les formes pathogènes du virus. Il s'agit de souches bénignes du virus de la mosaïque du pépino ou du virus de la mosaïque jaune de la courgette.

2.2.3. Substances naturelles (végétales, minérales, microbiennes et animales)

Les différentes substances provenant de végétaux, d'animaux, de microorganismes ou de minéraux présentent des modes d'action variés, proches de ceux de produits conventionnels. Elles peuvent avoir un mode d'action direct (cible cellulaire spécifique, antibiose, etc.), en stimulant les défenses de plantes contre divers bioagresseurs (ex. COS-OGA, laminarine, cerevisane), par des actions multiples (multi-site), ou *via* des mécanismes comme l'allélopathie.

a. Substances végétales, algales et molécules analogues

Il existe une grande diversité de substances d'origine végétale, dont celles à base de diverses phytohormones, auxines (acide-indole-acétique/AIA), gibbérellines (GA4/GA7), cytokinine (6-benzyladénine), ou d'acides (acide caprylique, acide pélargonique, acide caprique) qui sont utilisées comme régulateurs de croissance ou herbicides.

Les régulateurs de croissance des plantes (ou substances de croissance ; Tableau 16-5) sont des produits chimiques utilisés pour modifier la croissance des plantes. Appliquées sur un végétal, ces molécules peuvent favoriser la ramification, freiner la croissance des pousses, générer de nouvelles séquences de floraison, éliminer les fruits en excès et modifier le processus de maturation. Quatre molécules de biocontrôle sont actuellement utilisées comme régulateurs (Tableau 16-5).

Tableau 16-5. Mode d'action et effets des régulateurs de croissance

Substance active	Famille	Mode d'action	Effets
6-benzyladénine	Cytokinine	Division cellulaire	Croissance, floraison, fructification, éclaircissage
Acide gibbérellique	Auxine	Division cellulaire	Allongement des tiges, germination, dormance, floraison, développement des fleurs, sénescence des feuilles et des fruits
Acide indol-butyrique	Auxine	Division cellulaire	Formation des racines, développement des fleurs, croissance des fruits
Huile de menthe verte	Huile essentielle		Inhibiteur de germination des pommes de terre

Les auxines, par leurs nombreuses actions sur les divisions cellulaires, sont les principales molécules utilisées (Santner *et al.*, 2009). Les cultures sur lesquelles elles sont appliquées sont les suivantes : cultures légumières, viticulture, arboriculture, cultures ornementales. Au cours de ces dernières années, il a été observé une augmentation de plus de 15% des ventes (Robin et Marchand, 2019).

D'autres molécules d'origine naturelle, telles que celles extraites des pyrèthres (pyréthrines, cinérine, jasmoline) qui sont des neurotoxiques chez les insectes (blocage du canal sodium en position ouverte dans les membranes des axones), ont servi de base pour la synthèse de la deltaméthrine utilisée dans les pièges à insectes. Ces pièges sont les seuls à pouvoir utiliser un insecticide de synthèse dans le cadre du biocontrôle car ils sont conçus pour ne capturer et intoxiquer que les insectes visés.

Des molécules plutôt volatiles extraites sous forme d'huile essentielle (huile essentielle d'orange douce, de clou de girofle) ou des molécules synthétisées à l'identique (eugénol, géraniol et thymol) ont des propriétés antifongiques, voire herbicide (huile de menthe), ou insecticide/acaricide/fongicide (huile d'orange douce). Rares sont les extraits de plantes complexes, exceptés l'extrait de fenugrec provenant de graine de *Trigonella faenum graecum* (récemment éliminé de la liste de biocontrôle), et l'extrait d'ail, auquel nous pouvons ajouter les écorces de saule (substance de base). L'extrait d'ail, riche en composés soufrés, peut limiter la prolifération d'organismes du sol nuisibles aux cultures (insectes, acariens, nématodes, etc.).

Quelques huiles simples, comme l'huile de colza ou de tournesol, ainsi que des extraits terpéniques, comme des mélanges de terpénoides ou encore l'huile de pin, ont des usages insecticide ou répulsif. Les huiles végétales sont utilisées comme insecticide de contact, voire comme adjuvants pour améliorer la biodisponibilité de molécules liposolubles. En formant un film imperméable à la surface du végétal, elles isolent l'insecte et ses œufs en les asphyxiant.

Des produits comme la maltodextrine (insecticide/acaricide de contact) et l'heptamaloxyglucan (protecteur contre le gel), à base de polymères glucidiques, sont aussi autorisés. La maltodextrine agit comme les huiles sur les insectes en obturant leurs orifices respiratoires et en les engluant (Siegwart et Lavoir, 2020). Toujours à base de motifs glucidiques, la laminarine, un polyoside extrait d'algue brune, est autorisée comme stimulateur des défenses des plantes pour lutter contre divers agents pathogènes (Siegwart et Lavoir, 2020).

L'allélopathie est un mécanisme de régulation des populations très souvent cité en écologie et en agronomie. Elle consiste en la production par une espèce végétale donnée d'une ou plusieurs substances chimiques qui peuvent limiter la germination et la croissance des espèces végétales proches spatialement (Rice, 1984). Si, dans les travaux consacrés aux relations cultures-plantes adventices, de nombreux ouvrages sont consacrés à l'allélopathie (Rice, 1984 ; Cheema *et al.*, 2013), il n'existe que très peu de données scientifiques permettant de confirmer que cette régulation biologique est bien effective dans les milieux cultivés.

Proposés comme solutions alternatives aux herbicides synthèse, les composés allélopathiques constituent une source potentielle de nouvelles molécules herbicides. Des synthèses bibliographiques réalisées sur le sujet (Jabran et Farooq, 2013 ; Aslam *et al.*, 2017) indiquent qu'environ 200 molécules ont été identifiées comme pouvant avoir un effet allélopathique en conditions contrôlées et semi-contrôlées. Plusieurs espèces appartenant à la famille des Astéracées, Brassicacées, Poacées et Polygonacées ont été examinées pour leur potentiel allélopathique dans la gestion des communautés de mauvaises herbes (Delabays *et al.*, 2009 ; Jabran *et al.*, 2015) mais les applications sur le terrain semblent pour le moment très limitées. Les substances allélopathiques libérées dans l'environnement pouvant être lixiviées, liées et immobilisées par la matière organique du sol, ou dégradées par les communautés microbiennes (Zeng, 2014), il n'existe que peu de réalisations concrètes de l'utilisation de ces molécules.

Si de nombreuses études ont été menées au cours des dix dernières années, des travaux complémentaires restent encore nécessaires pour comprendre le fonctionnement de ces molécules (synergies entre molécules allélopathiques). Le devenir de ces nouvelles molécules dans les sols reste à déterminer ainsi que l'identification de leurs modes d'action (Macias *et al.*, 2019). Le phénomène n'étant pas clairement démontré, les travaux réalisés sur l'allélopathie ne seront donc pas pris en compte dans cette étude.

La roténone, une substance végétale naturelle interdite

Ce produit naturel, apparenté aux isoflavonoïdes, est produit par des racines ou des rhizomes de plantes tropicales légumineuses et possède un large spectre insecticide. La roténone inhibe le flux des électrons de la respiration mitochondriale (complexe I, NADH coenzyme Q réductase). De plus, ce produit lipophile se dégrade lentement et serait responsable de cas de la maladie de Parkinson (Jellinger, 2015 ; Chen *et al.*, 2021) (la roténone sert actuellement de modèle inducteur pour les recherches sur la maladie de Parkinson). Dans le cadre de son utilisation agricole, il a été décrit que l'exposition à la roténone augmente fortement les risques de développer cette maladie (Tanner *et al.*, 2011). Outre sa toxicité sur les insectes, elle est très toxique pour les poissons et elle est utilisée comme piscicide dans certains pays comme le Canada pour limiter les espèces invasives. Elle est aussi toxique pour les mammifères et les insectes (Chaudhari *et al.*, 2021). La roténone a été interdite à la suite de l'examen relatif à l'inscription à l'annexe I de la directive 91/414/CEE (décision n°2008/317/CE (Commission européenne, 2008)). La substance active, utilisée en agriculture biologique, a bénéficié d'une autorisation spéciale sur certaines cultures jusqu'en 2011.

b. Substances animales

Les substances d'origine animale sont peu nombreuses et sont représentées essentiellement par des produits possédant une action répulsive (farine de sang, graisse de mouton, huile de poisson) contre le gibier pour protéger les cultures.
Parmi ces substances, le COS-OGA est un stimulateur de défense qui est un mélange de chitooligosaccharides d'origine animale (crustacés) et d'oligogalacturonides d'origine algale. Ce produit combine ainsi deux effets de stimulation : il mime celui des molécules de dégradation de la paroi végétale et de molécules de dégradation de la paroi d'agent pathogène, permettant ainsi une activation des systèmes de défenses de la plante (van Aubel *et al.*, 2014). Le chlorhydrate de chitosan (issue de la dégradation de l'exosquelette d'arthoropodes) est une substance de base qui stimule aussi les défenses de plantes *via* les dérivés chitooligosaccharidiques qu'il contient.

c. Substances issues de microorganismes ou de leurs transformations

Les produits basés sur des substances issues des microorganismes contiennent des extraits de levure (*S. cerevisiae*), de l'acide acétique (vinaigre), de la bière (matières végétales transformées par des microorganismes) en tant que substance de base, et des produits naturels comme l'abamectine (produite par fermentation par *Streptomyces avermitilis*) et le spinosad (issu de la fermentation bactérienne de *Saccharopolyspoa spinosa*). Ces derniers insecticides, des neurotoxiques, posent la question de leur compatibilité avec les ennemis naturels des insectes (Williams *et al.*, 2003).

d. Substances minérales

Les substances minérales sont de différentes natures : des huiles minérales (huile de paraffine), des éléments purs ou des sels et dérivés (soufre, hydrogénocarbonate de potassium, phosphonate de disodium, phosphonate de potassium, sulfate de fer, sable quartzeux, silicate d'aluminium, phosphate ferrique). Elles possèdent des actions antifongiques (soufre, phosphonates, hydrogénocarbonate de potassium), anti-mousse (sulfate de fer), insecticide (silicate d'aluminium) ou molluscicide (phosphate ferrique). Nous pouvons ajouter le kaolin, une argile blanche, classée comme substance de base, qui est un répulsif naturel contre les insectes suite à la pellicule formée à la surface des plantes et créant une barrière physique.

Les produits à base d'arsenic

Parmi les extraits minéraux naturels, il existe l'arsenic, interdit depuis 2001 en France, mais qui fut largement utilisé comme insecticide au XIX^{e} siècle sous différentes formes (arséniate de plomb, de calcium, de magnésium, de zinc ou associé au cuivre) pour lutter contre divers ravageurs dont le doryphore, la piéride du chou, le carpocapse du pommier, etc. Plus récemment, au cours du XX^{e} siècle, c'est essentiellement sous la forme d'arséniate de sodium qu'il a été utilisé comme herbicide et défanant, éclaircisseur ou fongicide (Larignon et Fontaine, 2018) contre l'ESCA et l'excoriose en viticulture pour des traitements d'hiver. Ce composé naturel, outre son action biocide, est aussi un agent cancérigène (Gamboa-Loira *et al.*, 2017) classé dans la catégorie 1 des agents cancérogènes par l'union européenne, suite à une étude du CIRC (Centre International de Recherche sur le Cancer) en 1987 portant sur l'intoxication des utilisateurs. Les produits à base d'arsénite de soude ont été interdits en novembre 2001 par décret (Note de service DGAL/SDQPV n°2001-8160 (DGAL, 2001) relative à l'interdiction de l'arsenite de soude, Articles L 253-1 à L 253-17 du code rural et de la pêche maritime), après l'application des directives européennes (Conseil de l'Europe, 1997 ; 1999) qui obligent à la substitution de ces produits. Les sols pollués avec l'arsénite constituent une menace sérieuse pour la santé des personnes et des écosystèmes suite à la mobilisation de l'arsenic des sols et vers les masses d'eau (Martina-Prieto *et al.*, 2018). Dans la rhizosphère, ce produit altère le potentiel redox, le pH et la matière organique, et l'activité microbienne est influencée par la présence d'arsenic (Punshon *et al.*, 2017). De nombreuses plantes, algues vertes et microorganismes, peuvent transformer l'arsenic sous différentes formes, y compris des formes gazeuses.

Les produits de la liste de biocontrôle, à l'instar des PPP dits « conventionnels », peuvent présenter des modes d'actions uni-site (par ex. spinosad) ou multi-site (par ex. soufre, microorganismes) et peuvent, selon leur nature, être plus moins dégradés dans l'environnement.

Généralement, les produits naturels à base d'éléments minéraux sont pour la plupart peu ou pas dégradables et sont susceptibles de constituer un risque pour l'environnement, d'où par exemple l'absence du cuivre de la liste des produits de biocontrôle, ou l'interdiction de l'arséniate de sodium en 2001. D'autres substances naturelles sont interdites ou ont été retirées suite à leur toxicité (par ex. la roténone qui est un inhibiteur puissant de la respiration mitochondriale).

2.2.4. Médiateurs chimiques

Les médiateurs chimiques sont des molécules synthétisées à l'identique des composés naturels qui peuvent être des phéromones ou des kairomones. Elles sont utilisées pour piéger ou désorienter dans le cas des phéromones, pour attirer des prédateurs ou des parasitoïdes ou pour repousser les ravageurs dans le cas des kairomones.

Les phéromones sont généralement produites par des femelles pour attirer les mâles de la même espèce en vue de la reproduction. Dans le cas de piégeage, la source de phéromones est placée dans un dispositif conçu pour retenir les insectes attirés par l'odeur. Le piège peut aussi contenir un insecticide, la deltaméthrine, qui est alors autorisée car seuls les insectes attirés seront en contact avec cet insecticide de synthèse. Dans le cas de la confusion, des sources de phéromone sont disséminées dans toute la zone à traiter de façon à désorienter les mâles ainsi incapables de localiser efficacement les femelles.

Les kairomones sont des molécules émises par une espèce (animale ou végétale) qui vont agir sur d'autres espèces. Il peut s'agir de composés organiques volatiles émis par des plantes agressées par un insecte herbivore pour attirer des parasitoïdes ou prédateurs de l'herbivore. On peut aussi trouver dans cette catégorie des molécules répulsives pour l'agresseur.

2.3. Un point sur les produits de biocontrôle et l'évaluation des risques

Plusieurs articles analysent les produits de biocontrôle et l'évaluation des risques associée, apportant quelques indicateurs sur la balance bénéfices-risques de ces produits.

Les produits de biocontrôle, en particulier les agents de lutte biologique (ALB ou BCA), sont considérés comme présentant un risque possible (impacts et interactions avec des organismes non cibles) jusqu'à l'obtention de preuves scientifiques qui montrent que le produit est sans risque. Ainsi, l'utilisation des ALB est-elle autorisée tout en maintenant une surveillance et des recherches adéquates pour permettre la détection précoce et l'atténuation des impacts biologiques et environnementaux (Brimner et Boland, 2003). Les toxines produites par un ALB peuvent nuire non seulement aux espèces fongiques mais aussi aux plantes, animaux marins et terrestres (Brimner et Boland, 2003). Des auteurs ont récemment évalué l'intérêt de différents produits d'origine biologique en agriculture et ont conclu que l'utilisation de champignons en tant qu'agent de biocontrôle pourrait constituer des biopesticides plus robustes que les PPP conventionnels de synthèse, en limitant par exemple l'apparition de phénomènes de résistance aux produits. Cependant, ils présentent aussi des inconvénients en termes de stockage, de coût, et peuvent être sensibles aux conditions environnementales, et ils agissent souvent moins rapidement qu'un PPP conventionnel (Duran-Lara *et al.*, 2020). Néanmoins, ils constituent une stratégie durable, sans affecter les écosystèmes. Ces auteurs alertent cependant sur certains effets toxiques des huiles essentielles végétales dont certaines peuvent présenter des risques pour la santé animale. D'autres auteurs avancent des arguments écologiques pour reconsidérer les exigences en matière de devenir dans l'environnement des agents de biocontrôle dans la procédure d'homologation européenne (Kohl *et al.*, 2019a) et suggèrent que les critères de persistance soient pris en compte seulement au cours du dernier niveau d'évaluation (« *Tier* »), si d'autres critères donnent lieu à des risques potentiels associés à la persistance.

Selon le mode d'action des agents microbiens de biocontrôle (induction de résistance dans la plante, compétition indirecte avec l'agent pathogène, hyperparasitisme, antibioses) et les interactions possibles entre les différents acteurs et l'environnement, des auteurs préconisent une approche holistique en profondeur pour mieux comprendre les interactions entre les ALB et le microbiote, avec de nouveaux outils (*Next Generation Sequencing*, NGS) et de viser l'obtention de sols suppressifs (Kohl *et al.*, 2019b). Ils avancent que les risques toxicologiques et écotoxicologiques d'interactions aussi complexes peuvent être considérés comme très faibles, et qu'évaluer l'action antimicrobienne, telle qu'elle est à l'échelle de l'UE, mériterait d'être repensée pour l'homologation des microorganismes, tant que les métabolites antimicrobiens ne sont pas présents dans le produit formulé à des concentrations pertinentes.

Peu d'articles sont spécifiquement adressés aux produits de biocontrôle, puisqu'ils sont évalués pour la plupart dans le cadre du règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009b). Toutefois, leur réglementation est parfois allégée. C'est notamment le cas pour les PPP contenant des baculovirus. Ces produits sont réglementés en tant que microorganismes avec des exigences bien définies, couvertes par le règlement (CE) No 2229/2004 (Commission européenne, 2004), modifié par le règlement (CE) No 1095/2007 (Commission européenne, 2007b ; Hauschild, 2011). Les produits de biocontrôle, comme tous les PPP, peuvent faire l'objet d'étude spécifique par l'EFSA. Ainsi, en 2016, l'EFSA a publié une opinion scientifique sur les risques pour la santé humaine suite à la présence de *Bacillus cereus* (Efsa Panel Biological Hazards BIOHAZ *et al.*, 2016) et *Bacillus thuringiensis* dans des produits alimentaires. En termes d'évaluation des risques, il semble que les effets indirects des agents de biocontrôle (micro ou macroorganismes) soient difficiles à évaluer et peu pris en compte, suite à la complexité des connexions entre les espèces et la communauté écologique.

L'évaluation des risques, pour les agents non indigènes (lutte biologique par macroorganismes), est un peu différente avec un critère majeur basé sur la spécificité de l'hôte, et l'établissement de la gamme d'hôtes potentiels d'un généraliste dans une nouvelle zone. Ce critère est l'un des plus difficiles à évaluer avant une introduction (Loomans, 2021). Des auteurs suggèrent de construire des réseaux trophiques qualitatifs pour prédire les effets indirects sur le biote en fonction des régions. Ce modèle de réseau permettrait de mieux apprécier par exemple les risques post lâcher ou avant de le faire dans de nouvelles régions (Todd *et al.*, 2021).

Concernant l'autorisation des agents biologique de biocontrôle (BCA), des auteurs ont montré que l'évaluation des agents biologiques n'est pas bien adaptée aux propriétés spécifiques des microorganismes vivants. Ils ont proposé plusieurs scénarios possibles permettant une réforme réglementaire pour une utilisation future plus efficace des microorganismes bénéfiques pour les plantes (biostimulant ou PPP) au profit de l'agriculture et de l'environnement (Sundh *et al.*, 2021).

3. Réglementation des produits de biocontrôle

Les PPP sont des préparations qui contiennent une ou plusieurs substances actives (SA) qui sont destinées à protéger les produits végétaux contre les bioagresseurs (insecticides, acaricides, nématicides, fongicides, bactéricides, herbicides, virucides, molluscicides), à exercer une action sur des processus végétaux (régulateurs de croissance, antigel), ou à assurer la conservation des produits végétaux. Tout PPP doit être approuvé au niveau de l'Union Européenne et des limites maximales de résidus sont fixées (Règlement (CE) No 1107/2009). Si la substance active est approuvée au niveau européen, les préparations et leur autorisation de mise sur le marché (AMM) relèvent d'une compétence nationale (chaque Etat membre est libre d'homologuer ou pas un produit sur son territoire). L'AMM implique que le produit est efficace, qu'il est clairement défini (composition), que les évaluations des risques pour l'applicateur, le travailleur, le passant, le résident, le consommateur et l'environnement et ses organismes sont réalisées et que le risque est acceptable. En fonction de l'ensemble, avec d'éventuelles mesures de gestion du risque, le produit peut bénéficier d'une AMM. Le règlement (CE) No 1107/2009 s'applique aux substances actives mais aussi aux phytoprotecteurs et synergistes, adjuvants et co-formulants.

3.1. Généralités sur la réglementation

Les PPP au sens large incluent les substances actives classiques, des substances actives à faible risque (art. 22, par ex. laminarine, phosphate ferrique, microorganismes) et les substances de base (art. 23, par ex. vinaigre, bière, huile de tournesol, etc.). De plus, au niveau français, la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt du 13 octobre 2014 a défini de nouvelles catégories de PPP avec la liste des PPP de biocontrôle (*cf*. Section 2.1) et une liste de macroorganismes (régime national d'autorisation pour les non indigènes (République Française, 2012b). Les critères d'inclusion dans cette liste de produits de biocontrôle sont basés sur le danger des produits en santé humaine et sur l'environnement (par ex. le cuivre est exclu de la liste « Biocontrôle »).

La liste des PPP de biocontrôle (DGAL, 2021) n'intègre pas les macroorganismes mais inclut des pièges à insectes associant des phéromones, des attractifs alimentaires ou des insecticides dans un contenant clos. Les produits de biocontrôle font l'objet d'une homologation pour la plupart (excepté les macroorganismes et les substances de base) et sont inscrits à l'annexe du règlement (CE) No 1107/2009 et répertoriés dans la base de données européenne[7]. Parmi les substances de la liste de biocontrôle, certaines sont considérées comme des substances à faible risque (par ex. cerevisane, COS-OGA, phosphate ferrique, virus de la mosaïque du pépino, etc.), d'autres comme des substances de base et doivent être approuvées au sens du règlement européen (CE) No 1107/2009, article 47.

Les substances de base (définies par l'article 2 du règlement (CE) No 175/2002 (Commission européenne, 2002)) sont décrites comme « certaines substances qui ne sont pas principalement utilisées comme produits phytopharmaceutiques et qui peuvent présenter un intérêt pour la protection des végétaux, mais pour lesquelles, l'intérêt économique d'une demande d'approbation peut être limité. Par conséquent, des dispositions spécifiques devraient garantir que ces substances, dans la mesure où leurs risques sont acceptables, puissent également être approuvées pour un usage phytopharmaceutique » (par ex. vinaigre, hydroxyde de calcium, bière, levures de boulanger). Elles ne sont pas préoccupantes et ne nécessitent pas d'AMM en France, mais sont listées à l'annexe II du règlement (CE) No 889/2008 (Commission européenne, 2007a), modifié par le règlement (UE) 2017/1432 (Commission européenne, 2017) (par ex. vinaigre, bière, huile de tournesol). La réglementation sur les substances de base et les préparations naturelles peu préoccupantes (PNPP), par rapport au règlement (CE) No 1107/2009, offre la possibilité d'obtenir un agrément pour des composés en tant que substance de base au niveau communautaire (European Commission Directorate-General for Research and Innovation Health and Food Safety, 2021). À noter que les substances de bases (qui peuvent être dans la liste de produits de biocontrôle) sont classées comme des PNPP, avec les substances naturelles à usage biostimulant (SNUB, autorisées dans le cadre des

7 https://ec.europa.eu/food/plant/pesticides/eu-pesticides-db_en [Consulté le 16/02/2022]

matières fertilisantes et des supports de culture). Ces agréments sont délivrés par dérogation au règlement général sur les PPP (Figure 16-1).

La réglementation française qui s'applique aux produits de biocontrôle (article L.253-6 du CRPM)[8] est spécifique et cherche à faciliter leur mise sur le marché. Ils bénéficient d'une taxe fiscale réduite pour les demandes d'approbation et d'autorisation, d'un délai d'évaluation réduit et de diverses exemptions (art. R.253-11 du CRPM). Ainsi sont-ils exemptés de l'interdiction (articles L.253-5.1- du CRPM) des remises, rabais et ristournes, et de certaines conditions de vente appliquées aux autres PPP. L'agrément phytosanitaire n'est pas obligatoire pour un usage en prestation de service quand le produit ne comporte aucune mention de danger (article L.254-1 du CRPM). Certaines publicités, interdites pour les PPP, sont autorisées (article D.253-43-2 du CRPM)[9] pour le biocontrôle. L'utilisation de ces produits est exemptée de l'obligation de la mise en place des mesures de protection des personnes à proximité de zones habitées ou de zones à usage d'agrément (article L.253-8 II du CRPM). Les PPP de la liste de biocontrôle peuvent être vendus et utilisés par des personnes publiques et pour les espaces verts, forêts, voiries ou promenades publiques (article L.253-7 du CRPM). Ils sont aussi exemptés des actions visant à réduire l'utilisation des PPP et des certificats d'économie des PPP (CEPP, articles L.254-10 à L254-10-9 du CRPM).

Après l'obtention de l'AMM, les PPP de biocontrôle sont inscrits à l'annexe II du règlement (CE) No 889/2008 au niveau européen. Ainsi, le processus d'homologation entre un PPP conventionnel et un produit de biocontrôle est similaire, bien qu'allégé parfois. Toutefois, les réglementations européenne (Commission européenne, 2009a) et française (République Française, 2014) visent à favoriser le recours à des mécanismes naturels non chimiques et peuvent ainsi faciliter les processus de mise sur le marché des produits de biocontrôle, en particulier pour la lutte biologique avec les macroorganismes.

Les procédures d'homologations, pour les produits de biocontrôle soumis à cette procédure, restent coûteuses pour de petites entreprises et longues avec une durée moyenne pour une homologation européenne de six ans et demi.

Pour diminuer les quantités appliquées, des procédés de nanoencapsulations commencent à être utilisés, mais il y a actuellement un manque de connaissances concernant les risques liés à leur l'utilisation. Par exemple, des nanoparticules à base d'argent ou de zinc faciliteraient la pénétration du cuivre dans la paroi bactérienne mais avec de possibles risques sur le biote du sol. Au niveau Européen, tout nanopesticide (biocontrôle ou pas) devra être évalué avant d'être mis sur le marché (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2018). À noter que des nanoparticules ont été décrites comme ayant une action négative sur les vers de terre (réduction de poids, de fertilité ; EFSA (2018) ; Zeb *et al.*, (2020)). Néanmoins, les nanoparticules commencent à être décrites dans la littérature pour améliorer la biodisponibilité de certains produits de biocontrôle (par ex. thymol).

3.2. Macroorganismes et réglementation associée

Comme indiqué précédemment, les macroorganismes ne relèvent pas du règlement (CE) No 1107/2009 appliqué aux PPP. L'introduction de macroorganismes non indigènes (non installés sur le territoire français) peut présenter des risques spécifiques pour l'environnement (ex : espèces invasives) et nécessite depuis 2012 (République Française, 2012a) une procédure de demande d'autorisation pour l'introduction dans l'environnement de ces derniers sur le territoire national. Ce décret du 30 janvier 2012 (n°2012-140), pris en application de l'article 258-1 du code rural et de la pêche maritime, introduit de nouvelles dispositions relatives aux macroorganismes non indigènes utiles aux végétaux et réglemente leur introduction dans l'environnement par un régime d'autorisation. Toutefois, ceux qui ont été introduits depuis plusieurs années, avant la date d'entrée en vigueur du décret, et qui ne présentent pas de risque particulier, sont dispensés d'une demande d'autorisation d'entrée ou d'introduction sur

8 https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000042911985/ [Consulté le 16/02/2022]
9 https://www.legifrance.gouv.fr/codes/article_lc/LEGIARTI000030822488/2015-07-02 [Consulté le 16/02/2022]

le territoire national. Au total, 448 macroorganismes ont été déclarés, correspondant à 125 espèces indigènes et non indigènes. La liste est actualisée et mise à jour régulièrement par l'Anses[10]. Ces macroorganismes ne sont pas soumis à autorisation lorsqu'ils ont fait l'objet d'une évaluation favorable du risque phytopharmaceutique et environnemental, incluant l'impact sur la biodiversité, pour un territoire. Les experts considèrent qu'un macroorganisme est défini par son espèce, sa souche et/ou son origine.

4. Aspects quantitatifs concernant les solutions de biocontrôle

Depuis novembre 2020, il existe une stratégie nationale de déploiement du biocontrôle[11] qui préconise d'équilibrer les populations d'agresseurs plutôt que de les éradiquer. Le marché du biocontrôle est en plein essor (11% du marché des PPP) et progresse régulièrement avec une projection à 30% du marché à l'horizon 2030. La stratégie nationale 2020-2025 déployée par le gouvernement français vise à lever les freins au développement du biocontrôle avec plusieurs objectifs : soutenir l'innovation dans le domaine du biocontrôle, élargir les usages couverts par le biocontrôle, former techniquement les agriculteurs et les accompagner, adapter les circuits d'approvisionnement et le machinisme, et développer des outils de production sur le territoire national. Pour atteindre ces objectifs, il est nécessaire de soutenir la recherche et l'innovation, de simplifier la réglementation, de déployer les solutions et de promouvoir le biocontrôle au niveau européen.

Selon l'*International Biocontrol Manufacturers Association* (IBMA), le chiffre d'affaire des produits de biocontrôle a augmenté de 9% en 2020. Au moins 40% des usages sont couverts avec au minimum un produit de biocontrôle et 15 % des usages avec au minimum trois produits (source : Ministère en charge de l'agriculture et de l'alimentation). Ce sont essentiellement des insecticides qui sont le plus utilisés (37% des parts du marché (PDM)), suivis des molluscicides (26% des PDM) et des fongicides (12,5% des PDM). Les herbicides (3% des PDM) sont les parents pauvres du biocontrôle en terme d'utilisation (IBMA, 2021) ainsi d'ailleurs qu'en nombre de produits disponibles (*cf.* Section 7.3). Les produits les plus utilisés sont essentiellement des substances naturelles (66% en moyenne pour 2019-2020), des médiateurs chimiques (15,5%), des macroorganismes (10%) et les microorganismes (8,5%). C'est en grandes cultures que les produits de biocontrôle prennent une part de plus en plus importante.

Parmi les différentes filières, le nombre de produits de biocontrôle disponibles est très variable, avec plus d'une centaine de produits en 2021 pour les cultures ornementales, légumières et fruitières, une petite cinquantaine de produits pour la viticulture, 27 produits pour les grandes cultures et entre 11 et 32 produits pour les autres cultures (porte-graine, cultures tropicales, plantes aromatiques et médicinales). Pour quelques filières (arboriculture, viticulture, cultures légumières, grandes cultures), entre 37 et 58 nouveaux produits sont attendus selon une enquête interne menée à l'IBMA en 2020 (2021).

Enfin, il est possible de comparer les quantités totales vendues de PPP de synthèse ou utilisables en agriculture biologique ou comme agent de biocontrôle depuis 2009 (Figure 16-5).

10 https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-avis-macroorganismes
11 Stratégie nationale de déploiement du Biocontrôle, novembre 2020. https://agriculture.gouv.fr/strategie-nationale-de-deploiement-du-biocontrole

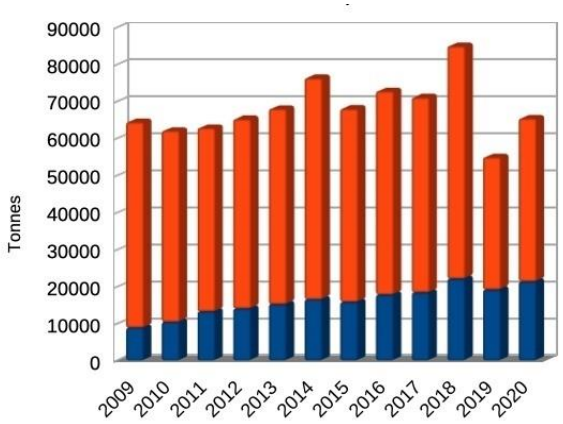


Figure 16-5. Tonnages des PPP vendus entre 2009 et 2020.
En bleu les produits de biocontrôle et de l'agriculture biologique et en rouge les PPP conventionnels.
Données extraites de la Banque Nationale des Ventes de produits phytosanitaires par les Distributeurs agréés (BNVD)[12].

La Figure 16-5 ne distingue pas les produits homologués en biocontrôle de ceux autorisés en agriculture biologique (en particulier le cuivre), mais il montre une tendance vers une augmentation constante des ventes de ces deux types de produits. La diminution des ventes en 2019 serait probablement due à un effet indirect d'une hausse annoncée pour 2019 de la redevance pour pollution diffuse induisant le stockage de produits en 2018 (selon le ministère de la Transition Écologique[13]). La proportion de produits de biocontrôle ou autorisés en agriculture biologique vendue n'a fait qu'augmenter depuis 2009 et atteint 32,6% du total des ventes en 2020.

Une analyse de la situation du biocontrôle en termes de surfaces agricoles est beaucoup plus difficile. En revanche, il est possible de chiffrer les surfaces relevant de l'agriculture biologique. En effet, celles-ci sont répertoriées et leur évolution est à rapprocher de l'évolution des ventes des produits de biocontrôle. En 2020, 12% des agriculteurs ont adhéré à la charte de l'agriculture biologique représentant 9,5% de la surface agricole française (surface multipliée par 2 en 5 ans) avec des situations notables : grandes cultures +29%, vignobles +22%, légumes +16%[14].

Ces données ont toutefois un caractère disparate puisque les sources citées mentionnent des chiffres d'affaires, des parts de marché, des volumes de ventes, et parfois les données concernant biocontrôle et agriculture biologique sont fusionnées. Des données concernant le biocontrôle *stricto sensu* sont inexistantes ou très difficiles à trouver, comme par exemple les surfaces traitées. Un tel constat met en lumière le besoin de disposer d'une normalisation de ces valeurs afin de disposer de données synthétiques. Il serait possible, pour initier ce mouvement, de s'inspirer de la méthodologie NODU[15], même s'il faudra probablement réfléchir à une adaptation pour l'appliquer aux macroorganismes ou à certains microorganismes.

La Stratégie nationale de déploiement du biocontrôle envisage une augmentation du nombre de PPP de biocontrôle (523 au 1er janvier 2020 à 1 000 au 1er janvier 2025), du nombre de macroorganismes autorisés (377 au 1er janvier 2020 à 420 au 1er janvier 2025) ainsi que du pourcentage d'usages couverts par les produits de biocontrôle (40% au 1er janvier 2020 à 60% au 1er janvier 2025).

Une étude du marché des produits des biopesticides de 2015 (Olson, 2015) projette que, vers 2050, le chiffre d'affaires des biopesticides sera égal à celui des produits de synthèse, avec une grande incertitude dépendante de la réglementation, de l'augmentation de populations de bioagresseurs résistants aux PPP et de l'interdiction de PPP de synthèse (par ex. néonicotinoïdes).

12 http://www.data.eaufrance.fr/ [Consulté le 16/02/2022]
13 Publication des données provisoires des ventes de produits phytopharmaceutiques en 2020 : https://www.ecologie.gouv.fr/publication-des-donnees-provisoires-des-ventes-produits-phytopharmaceutiques-en-2020 [Consulté le 16/02/2022]
14 « En 2020, malgré la pandémie, le bio a poursuivi sa progression » : https://agriculture.gouv.fr/en-2020-malgre-la-pandemie-le-bio-poursuivi-sa-progression [Consulté le 16/02/2022]
15 https://agriculture.gouv.fr/quest-ce-que-le-nodu [Consulté le 16/02/2022]

5. Contamination du milieu par les produits de biocontrôle

Les composés utilisés en biocontrôle ne sont encore que très rarement recherchés dans le milieu (*cf.* Chapitre 4). Toutefois, certains d'entre eux y sont naturellement présents (acides gras, hydrogénocarbonate de potassium, silicate d'aluminium, soufre...), il est donc difficile de distinguer, dans le sol ou l'eau, la fraction provenant des PPP de celle qui est présente à l'origine d'autant que les quantités apportées peuvent être négligeables (E-Phy[16]). D'autre part, d'autres composés ont une nature chimique qui n'est pas compatible avec un suivi analytique (graisse de mouton, huile de pin, huile de poisson...). Il est également difficile de déterminer, par exemple, les quantités de médiateurs chimiques apportées par les traitements phytopharmaceutiques. Ainsi, les quelques résultats présentés ci-dessous concernent les substances de biocontrôle exogènes susceptibles d'être dosées dans le milieu.

5.1. Contamination du sol et de l'eau

Il n'existe quasiment pas de données concernant la contamination du sol et des milieux aquatiques, dulcicoles ou marins, par les substances de biocontrôle. Cependant, la connaissance de leur devenir dans les sols, l'eau et les sédiments peut permettre d'apporter quelques éléments : plus un composé est persistant et/ou mobile, plus il est susceptible de conduire à une contamination du milieu (sol, eau, sédiment, plante). Une synthèse récente portant sur le comportement des substances naturelles dans les sols a montré que la plupart d'entre elles étaient peu persistantes (DT50 < 60 j), hormis l'abamectine, l'huile de paraffine, le spinosad et les phosphonates (Mamy et Barriuso, 2022). D'autre part, certaines substances ont une mobilité élevée (en particulier l'acide acétique : coefficient de rétention Koc nul), tandis que d'autres vont être quasi immobiles dans le sol (huiles, pyréthrines : Koc > 30 000 L kg^{-1}) (Mamy et Barriuso, 2022). Dans les sols, la persistance de l'abamectine (mélange d'avermectines B1a et B1b) est généralement faible en plein champ (durée de demi-vie de dégradation DT50 < 2 j) mais sa dégradation conduit à la formation de nombreux métabolites qui peuvent être nettement plus persistants (Bai et Ogbourne, 2016 ; Anastassiadou *et al.*, 2020). Sa mobilité est faible (Bai et Ogbourne, 2016, ; Dionisio et Rath, 2016 ; Anastassiadou *et al.*, 2020), elle est donc peu susceptible d'être retrouvée dans les eaux souterraines, mais elle pourrait être présente dans les eaux de surface. Dans les systèmes eau-sédiment, les DT50 varient entre 20 et 91 j (Anastassiadou *et al.*, 2020).

L'huile de paraffine (mélange d'alcanes C_{17}-C_{31}) est persistante dans le sol, toutefois des microorganismes sont capables de la dégrader (Pozdnyakova *et al.*, 2008 ; European Food Safety Authority, 2009 ; Spini *et al.*, 2018). Elle semble peu mobile mais les résultats sur ce sujet sont rares. Elle se dissipe rapidement dans l'eau pour s'adsorber sur les sédiments (European Food Safety Authority, 2009). La persistance du spinosad dans le sol en plein champ est très variable (0,3 j < DT50 < 104 j), elle augmente avec le pH du sol et lorsque son humidité diminue (Thompson *et al.*, 2002 ; Williams *et al.*, 2003 ; Sharma *et al.*, 2007 ; Huan *et al.*, 2015 ; Adak et Mukherjee, 2016 ; Arena *et al.*, 2018). Au cours de sa dégradation, le spinosad forme des métabolites qui peuvent être plus persistants (Arena *et al.*, 2018). Cet insecticide est par ailleurs fortement adsorbé dans les sols ce qui induit un risque de contamination des eaux souterraines faible (Mottes *et al.*, 2017 ; Arena *et al.*, 2018). Néanmoins, il est susceptible d'être retrouvé dans les eaux de surface mais les données manquent sur ce sujet alors que le spinosad est persistant dans les systèmes eau-sédiment (DT50 > 78 j) (Arena *et al.*, 2018).

Dans le sol, la DT50 du phosphonate de disodium peut atteindre 281 j (European Food Safety Authority, 2013c) et celle du phosphonate de potassium 196 j (European Food Safety Authority, 2012d). Leur mobilité est moyenne à faible. Les dossiers d'approbation ne contiennent pas de données caractérisant leur comportement dans les milieux aquatiques (European Food Safety Authority, 2013c).

En biocontrôle, la deltaméthrine est uniquement autorisée dans des pièges à insectes, elle n'est donc pas susceptible d'être en contact avec le milieu (sol et eau en particulier). Toutefois, il faut souligner que les résultats

16 E-Phy, 2022. Le catalogue des produits phytopharmaceutiques et de leurs usages, des matières fertilisantes et des supports de culture autorisés en France. https://ephy.anses.fr/ [Consulté le 16/02/2022]

existant montrent que cette substance est persistante (DT50 au laboratoire comprise entre 22 et 231 j) et très fortement adsorbée. Sa dégradation est très rapide dans les systèmes eau-sédiment (European Commission, 2017).

Le devenir dans l'environnement des protéines issues de *Bacillus thuringiensis* (Bt) a fait l'objet de deux revues récentes (Bruhl *et al.*, 2020 ; Liu *et al.*, 2021) qui indiquent notamment que ces toxines seraient actives biologiquement même après adsorption sur le sol, en particulier les argiles où elles sont fortement retenues et moins rapidement dégradées que leur forme libre, et qu'elles peuvent être immobilisées dans des sédiments ou séquestrées dans des algues pendant plusieurs années. Dans des feuilles de litière d'une zone de naissance de moustiques en région Rhône-Alpes traitée avec *Bacillus thuringiensis* (Bt) subsp. *Israelensis*, une large contamination du milieu et la production de toxines ont été observés plusieurs mois après (Cry4Aa et Cry4Ba) (Tetreau *et al.*, 2012)

5.2. Contamination de l'air

Parmi les substances utilisées en biocontrôle, seules les pyréthrines ont été recherchées par quelques AASQA en France en 2011 ou en 2016 : d'après la Base de données PhyAtmo, aucune concentration n'a pu être quantifiée. En 2019, l'abamectine devait être étudiée dans le cadre de la CNEP (ANSES, 2020) mais le suivi s'est révélé impossible en raison de problème d'efficacité de piégeage du composé. Aux Etats-Unis, des mesures de concentrations en phéromones ont été réalisées au niveau de parcelles traitées (forêt, culture de coton) (Thorpe *et al.*, 2007 ; Koch *et al.*, 2009) mais aucun résultat portant sur une contamination plus globale de l'atmosphère due aux phéromones utilisées en agriculture n'a été publié. Toutefois, dans une étude très locale, Koch *et al.* (2009), en observant une certaine rémanence des composés (quelques heures) dans les champs après le retrait des systèmes de diffusion de phéromones, attribuent ces concentrations soit à un « relargage par le couvert » soit à une rémanence du produit au sein de l'air du couvert.

6. Construction des requêtes, constitution du corpus d'articles

6.1. Requêtes

L'objectif de ce travail consistait à dresser un état des lieux du biocontrôle en France et à comparer les impacts environnementaux du biocontrôle à ceux des PPP de synthèse, depuis l'année 2000. Les premières requêtes testées, basées sur ces deux points, ont rapidement montré leurs limites : peu ou pas d'articles répondant à ces attentes. Nous avons donc décidé d'élargir le champ des requêtes et de travailler en deux étapes.

La première requête (R1) a donc porté sur le biocontrôle avec des termes assez peu spécifiques. Il s'agissait ici de sélectionner le maximum d'articles portant sur le biocontrôle en général. Nous voulions récupérer des articles en rapport direct avec le biocontrôle, donc revendiqués en tant que tels par les auteurs à travers les mots clés ou des termes du résumé. En effet, nous avons choisi d'appliquer les requêtes sur les mots clés des articles choisis par les auteurs et les titres des articles.

La deuxième requête a comporté deux volets : un sur les microorganismes et les substances naturelles (R2-1), l'autre sur les macroorganismes (R2-2). La requête R2-1 a été construite à partir la liste publiée par le Bureau des intrants et du biocontrôle de la DGAL[17]. La requête R2-2 a été construite sur la liste publiée au Journal Officiel des

17 Liste des produits phytopharmaceutiques de biocontrôle, au titre des articles L.253-5 et L.253-7 du code rural et de la pêche maritime, DGAL/SDQSPV/2020-625 du 13-10-2020 **:** https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2020-625 [Consulté le 16/11/2020]

listes des « macroorganismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique, dispensés de demande d'autorisation d'entrée sur un territoire et d'introduction dans l'environnement » (République Française, 2015), la liste des demandes d'introduction de macroorganismes auprès de l'Anses[18] et la liste des macroorganismes indigènes utilisés en augmentation (Robin et Marchand, 2020).

Nous avons décidé de baser les deux volets de la deuxième requête sur les solutions homologuées ou utilisées en France. En effet, lors des différents tests que nous avons effectués, inclure des termes restreignant la requête à la Métropole ou aux DROM-COM ne permettait de récupérer que trop peu ou pas d'articles. Pour contourner cette difficulté, le choix de focaliser nos requêtes sur les listes décrites ci-dessus sans notion territoriale nous a semblé être la meilleure solution.

Le corpus d'articles a été ensuite construit en combinant ces requêtes (R1 et (R2-1 ou R2-2)). Il a été complété par différents documents, articles et ouvrages connus des experts du groupe et qui n'étaient pas présents dans la base de données criblée (*Web of Science*). Il a aussi été complété au fil du temps avec des articles parus après la construction des requêtes.

Globalement la plus forte production d'articles se situe entre 1998 et 2001, avec une augmentation régulière de la littérature sur le sujet entre 2008 et 2011, et un pic récent en 2019.

6.2. Corpus

La requête « Biocontrôle » R1 a permis de rassembler 46 701 articles, les requêtes « microorganismes et les substances naturelles » (R2-1) et « macroorganismes » (R2-2) ont fourni respectivement 228 605 et 6 914 articles. Les combinaisons des requêtes permettent de réduire de façon notable les quantités d'articles : R1 et R2-1 rassemblent 3 678 articles alors que R1 et R2-1 rassemblent 1 885 articles. Ainsi, le nombre total d'articles récupérés dans les bases de données s'élève à 5 563 articles. Ce total a été modifié par l'ajout de documents jugés importants par les experts et l'élimination d'autres, car les références sont inexploitables ou concernent des documents en dehors des critères de sélection de l'ESCo, pour atteindre finalement 5 064 en décembre 2020. Ce corpus a été complété par plusieurs documents pris en compte *a posteriori* en fonction de leur date de publication, de leur intérêt ou de leur disponibilité.

Ces articles ont été répartis entre les experts pour identifier le type de biocontrôle étudié : acaricide, bactéricide, herbicide, fongicide, insecticide, molluscicide ou nématicide. Nous avons ainsi obtenu la distribution suivante (Figure 16-6) : 174 articles sur les solutions acaricides, 105 sur les bactéricides, 1 292 sur les fongicides, 20 sur les herbicides, 2 928 sur les insecticides, 20 sur les molluscicides et 123 sur les nématicides. Le total des articles triés est alors de 4 662. Ce tri a permis d'éliminer des articles sans rapport avec les aspects du biocontrôle qui nous intéressent dans le cadre de l'ESCo. Il s'agit par exemple d'articles décrivant des méthodes de caractérisation physique ou chimique des extraits naturels ou minéraux, ou de leur efficacité testée en conditions de laboratoire.

18 Liste des avis macroorganismes **:** https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-avis-macroorganismes?page=4 [Consulté le 16/11/2020]

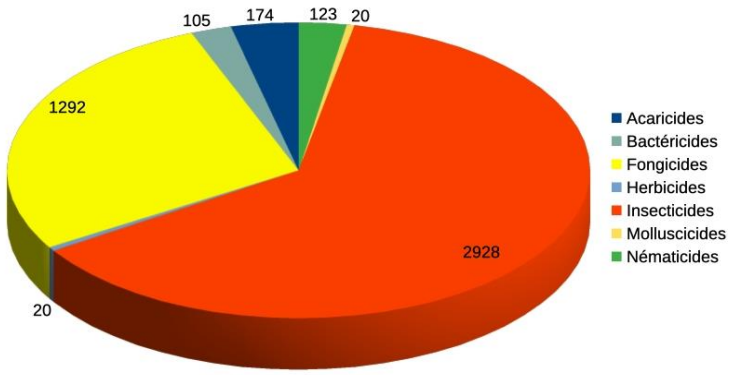


Figure 16-6. Distribution (nombre) des références bibliographiques en fonction des cibles visées par les produits de biocontrôle triées à l'issu de l'élaboration du corpus bibliographique.

Ces 4662 articles ont été re-répartis entre les experts en fonction de leurs compétences afin de sélectionner finalement les articles utiles à l'ESCo. Pour terminer, des requêtes complémentaires privilégiant des revues ont parfois été effectuées pour compléter le corpus disponible.

Enfin, les résultats en lien avec le biocontrôle recensés dans le cadre des Chapitres-GT2 à 13 ont été insérés dans ce chapitre. Ainsi, 47 publications qui n'étaient pas ciblées par les requêtes présentées ci-dessus ont complété les 4 662 publications. De plus, 38 références additionnelles ont également été ajoutées après l'analyse du corpus en raison de leur pertinence. L'ensemble de ces 85 références est pris en compte dans l'analyse globale du corpus bibliographique de l'ESCo mais pas dans l'analyse du présent corpus.

6.3. Critères de tri des articles

Le premier critère de sélection a été la lecture des titres, pour éliminer tous les articles décrivant l'amélioration de la production ou de l'utilisation d'un produit de biocontrôle (ex : une nouvelle souche plus facilement manipulable, une méthode de multiplication, etc.). À partir de cette seconde liste, pour les experts qui disposaient encore de nombreuses références, une lecture rapide des résumés ou du contenu de la publication en cherchant les mots clés des questions de l'ESCo a été réalisée. Cette étape a permis de définir quels articles retenir pour une analyse plus poussée. Dans les cas où le nombre d'articles retenus restait important (ex : insecticides), les articles ont été regroupés selon des critères de similitude et seuls les articles les plus représentatifs de chaque groupe ont été analysés plus en profondeur. Il a parfois été nécessaire de faire des requêtes plus ciblées sur la base des mots clés retrouvés dans les publications les plus en adéquation avec la demande de l'ESCo.

7. Analyse des articles par usage revendiqué

Au cours de l'analyse des articles, il est apparu que très peu d'entre eux répondaient directement aux deux questions posées (*cf*. Section 1). Ceci étant, le corpus d'articles retenus a permis une analyse de la situation du biocontrôle en termes d'impacts environnementaux sur la biodiversité, soit par des études écologiques directes, soit par des études réalisées au niveau de l'individu mais qui peuvent dégager des pistes de recherches pour des études ultérieures en écologie/écotoxicologie.

7.1. Acaricides, insecticides, molluscicides, nématicides

7.1.1. Acaricides

Une très grande majorité des articles retenus concerne l'utilisation de prédateurs (29 articles sur 33) pour lutter contre les acariens, beaucoup de ces prédateurs étant eux-mêmes des acariens (*Amblyseius spp, Neoseiulus spp et Phytoseiulus spp*) utilisés seuls ou ensemble (28 articles) ou en combinaison avec des coléoptères (Rott et Ponsonby, 2000 ; Roy *et al.*, 2005 ; Pochubay et Grieshop, 2012). L'utilisation d'insectes prédateurs, notamment de coccinelles, n'a pas conduit à la sélection d'articles notables, il s'agissait essentiellement de tests d'efficacité de prédation de l'espèce A sur l'espèce B. Dans les cas décrivant l'utilisation conjointe de plusieurs espèces d'acariens prédateurs, certains auteurs se sont posé la question d'une éventuelle prédation intraguilde (Hatherly *et al.*, 2005 ; Fitzgerald *et al.*, 2007 ; Pochubay et Grieshop, 2012 ; Ghasemloo *et al.*, 2016). Il ressort de ces quatre études que la proportion de proies et de prédateurs est un facteur important : moins on a de proies, plus la prédation intraguilde est importante et donc moins le biocontrôle est efficace. Un article se distingue des autres en proposant l'utilisation d'acariens prédateurs qui servent de vecteurs pour contaminer leur proie, le thrips *Frankliniella occidentalis* avec le champignon entomopathogène *Beauveria bassiana* (Lin *et al.*, 2017), ce champignon étant peu offensif pour les acariens. On parle alors d'« entomovectoring ». Peu d'articles portent sur les interactions entre acariens prédateurs et des extraits de plante. Certains extraits peuvent exercer une toxicité plus ou moins marquée envers les adultes ou les œufs (Duso *et al.*, 2008 ; de Freitas *et al.*, 2019), cependant, les études décrites sont des expérimentations très classiques de toxicologie réalisées en laboratoire sans évaluation de l'impact sur l'efficacité des prédateurs. Quelques travaux concernent la recherche de souches de champignons entomopathogènes (*B. bassiana, Metharizium Anisopliae, Acremonium hansfordii*) efficaces contre *Tetranychus spp* (Wekesa *et al.*, 2005 ; Bugeme *et al.*, 2014 ; Shang *et al.*, 2018), les souches commerciales étant peu efficaces, ceci corroborant d'ailleurs l'observation faite dans l'article relatif à l'entomovectoring (Lin *et al.*, 2017). Enfin, le thymol est testé comme acaricide contre le varroa en démontrant une certaine efficacité, légèrement augmentée par un co-traitement avec *B. bassiana* ou *M. Anisopliae* sans que cette augmentation soit significative (Sinia et Guzman-Novoa, 2018).

Aucun de ces articles ne s'intéresse directement aux impacts environnementaux éventuels des solutions acaricides (comme mentionné auparavant, le cas des coccinelles sera abordé plus tard).

7.1.2. Insecticides

Les insecticides représentent la plus grande variété d'agents de biocontrôle : macroorganismes (arthropodes prédateurs ou parasitoïdes, nématodes), microorganismes (bactéries, champignons et virus), extraits naturels et sémiochimiques. La répartition des articles est très hétérogène entre les différentes catégories d'agents de biocontrôle des insectes avec des publications parfois assez originales.

Macroorganismes – Prédateurs

Une difficulté souvent rencontrée avec les prédateurs réside dans le fait qu'ils sont capables de se nourrir d'autres espèces que celles contre lesquelles ils sont lâchés. Les prédateurs peuvent ainsi affecter la biodiversité d'une zone selon plusieurs modalités : leur mode d'alimentation, leur capacité à se déplacer et leur capacité à se reproduire. Un premier article montre que des lâchers d'individus élevés en masse de *Macrolophus pygmaeus* conduisent à des « hybridations » entre les individus lâchés et des individus indigènes (Streito *et al.*, 2017). Le terme « hybridation » est probablement trop fort ici car il s'agit d'individus de la même espèce ; ainsi le brassage génétique entre des individus d'élevage et des individus « sauvages » ne devrait pas être un problème sauf si les individus d'élevage sont porteurs de caractères génétiques affaiblissant la population (baisse de fécondité, sensibilité à une maladie…). Un deuxième article analyse le succès de la prédation d'un puceron par le syrphe dans un verger de pommiers en fonction de la possibilité des syrphes à se disperser ou pas dans l'environnement (Dib *et al.*, 2017). Le suivi de la dispersion de prédateurs peut aussi servir à une meilleure connaissance de leur

comportement afin d'éviter par exemple le voisinage entre la culture à protéger et une « culture-puits » qui peut détourner le prédateur de son objectif (Madeira *et al.*, 2014). Les déplacements des prédateurs et de leurs proies ont d'ailleurs été la cible de nombreux projets de modélisation (Briggs et Hoopes, 2004).

Le changement global du climat a motivé aussi des études originales concernant par exemple l'influence de la température sur la longévité et le taux prédation par un coléoptère (*Delphastus catalinae*). Si la longévité est fortement réduite au-delà de 25°C, le taux de prédation, bien que réduit, est moins fortement impacté (Simmons et Legaspi, 2004). Le puceron *Rhopalosiphum maidis* est quant à lui plus exposé à ses prédateurs si la température s'élève car il est moins protégé par des fourmis mutualistes (Barton et Ives, 2014). Cependant, dans le premier exemple, la température est augmentée sur une seule génération alors que, dans le deuxième exemple, la température est augmentée sur une saison soit plusieurs générations pour ce puceron. La première expérience ne démontre cependant qu'un effet ponctuel. Une revue apporte plus de recul en considérant le changement climatique en relation avec la phénologie des insectes et les conséquences possibles (Damien et Tougeron, 2019). Il paraît probable aux auteurs que les espèces ayant des liens étroits (hôte/parasitoïde ou proie/prédateur spécialisé) devraient conserver une certaine synchronicité.

Dans cette partie consacrée aux prédateurs, deux articles se rapprochent d'une des deux questions posées à l'ESCo : la comparaison des impacts de PPP de synthèse à ceux de biopesticides. Dans le premier, il s'agit de tests de toxicité de 14 insecticides naturels ou de synthèse sur un prédateur *Orius laevigatus*. Il apparaît que les bioinsecticides abamectine et spinosad sont plus toxiques (mortalité et inhibition de la reproduction) que les insecticides de synthèse métaflumizone ou indoxacarbe mais, inversement, *Bacillus thuringiensis* présente une toxicité inférieure (Biondi *et al.*, 2012). Dans le deuxième, deux espèces d'acariens ont été testées : un ravageur et son prédateur. Cet article montre aussi que les PPP de synthèse ne sont pas forcément les plus toxiques, cette caractéristique variant selon les espèces d'acariens (Duso *et al.*, 2008). S'il n'est pas possible, bien évidemment, de tirer des conclusions générales à partir de deux articles, ceux-ci permettent cependant de se poser une question : est-ce l'origine de la molécule (naturelle ou de synthèse) ou la nature de la cible qui détermine la toxicité du pesticide ?
D'autres articles concernent plus ou moins directement la France à travers la dispersion et l'impact environnemental d'*Harmonia axyridis* (coccinelle harlequin). Ils seront analysés dans un paragraphe spécifique à *H. axyridis*.

Macroorganismes – Prédateurs : Interactions intraguilde

Il est possible que certains prédateurs généralistes puissent consommer d'autres prédateurs. Ce cas de figure a été décrit avec des acariens superprédateurs d'un diptère prédateur de pucerons ce qui aboutit à l'échec du traitement. En d'autres termes, les acariens préfèrent se nourrir avec les œufs du diptère qu'avec les pucerons qui se multiplient (Messelink *et al.*, 2011). Le même type de phénomène peut aussi se produire entre d'autres espèces : *Adalia bipunctata* (coccinelle), *Aphidoletes aphidimyza* (cécydomyie) et *Macrolophus pygmaeus* (punaise miridae) avec une diminution de l'efficacité du biocontrôle sur les pucerons (Devee *et al.*, 2018). De plus, le cannibalisme et la prédation intraguilde sont connus pour altérer les chances de survie des espèces prédatrices selon leur environnement et leur état physiologique (Rudolf, 2008 ; Fernandez *et al.*, 2020).

Macroorganismes – Prédateurs : Interactions avec les nématodes entomopathogènes

Le prédateur *Forficula auricularia* est capable de détecter la présence de certains nématodes entomopathogènes (*Steinernema carpocapsae*) dans ses proies et les évite alors que ceci n'est pas vrai pour d'autres nématodes (*Heterorhabditis bacteriophora*, *Steinernema feltiae*) (Lordan *et al.*, 2014). Ce comportement d'évitement a deux conséquences positives : le prédateur n'est pas tué par certains nématodes entomopathogènes et le nématode peut poursuivre son cycle. L'impact de prédateurs et nécrophages (fourmis, blattes, acariens et forficules) sur les nématodes entomopathogènes (*S. feltiae* et *H. Bacteriophorae*) a aussi été décrit par Ulug *et al*. (2014). Dans les cas étudiés, les cadavres contenant ces nématodes sont aussi consommés ainsi que les juvéniles infectieux, ce qui pose problème pour l'établissement des nématodes dans la zone de traitement et pourrait expliquer certains échecs de traitement.

Macroorganismes – Prédateurs : Interactions avec les parasitoïdes

Les interactions entre ces deux groupes d'agents de lutte biologique peuvent être inexistantes, positives ou négatives. Si des interférences négatives existent, elles peuvent être monodirectionnelles (le prédateur influence le parasitoïde ou inversement) ou bidirectionnelles. Un exemple pour illustrer ce dernier cas repose sur le couple formé par le parasitoïde *Leptomastix dactylopii* et le prédateur *Cryptolaemus montrouzieri* utilisé contre la cochenille des agrumes *Planococcus citri.* Le prédateur consommera des cochenilles parasitées tant que celles-ci seront consommables (à partir d'un certain temps de parasitisme, la momie se durcit). Le parasitoïde, lui, sera moins actif sur la cochenille si le prédateur est présent (Chong et Oetting, 2007). Ces interactions bidirectionnelles sont décalées dans le temps. Une interaction monodirectionnelle met en jeu le prédateur *Harmonia axyridis* et le parasitoïde *Tamarixia radiata.* Des traces de composés sémiochimiques issus du prédateur sur la surface d'une feuille modifient le comportement de recherche d'hôtes par le parasitoïde (Nakashima *et al.*, 2004 ; Shrestha et Stelinski, 2019). Inversement, le prédateur *Nesidiocoris tenuis* deviendra cannibale ou herbivore et négligera sa proie (*Tuta absoluta*) si le parasitoïde *Trichogramma brassicae* est présent (Mirhosseini *et al.*, 2019). Un dernier exemple démontre l'absence d'interaction négative (tant que la proie est présente) : il s'agit du système puceron laineux du pommier (*Eriosoma lanigerum*)/parasitoïde (*Aphelinus mali)/*prédateurs (forficules, syrphes, coccinelles, araignées) dans lequel la présence concomitante des deux types d'agents de biocontrôle conduit toujours à l'augmentation de l'efficacité du contrôle du puceron par rapport aux observations faites avec chaque agent seul (Gontijo *et al.*, 2015).

Ces résultats peuvent conduire à des recommandations d'usage des agents de biocontrôle, notamment en rapport avec l'ordre d'utilisation. Ces articles illustrent aussi le fait que l'utilisation de prédateurs peut modifier l'équilibre écologique des parasitoïdes locaux.

Macroorganismes – Prédateurs : Interaction avec les champignons entomopathogènes

Quelques études décrivent des interactions entre prédateurs et champignons. La première retenue concerne un champignon local, *Hirsutella citriformis* (travaux réalisés au Mexique), et les prédateurs *Hippodamia convergens* (coccinelle) et *Chrysoperla rufilabris* (chrysope) (Perez-Gonzalez *et al.*, 2016). Le champignon est capable de tuer efficacement le ravageur (*Diaphorina citri*, psylle asiatique des agrumes) sans provoquer de mortalité significative chez les prédateurs. Dans un autre travail réalisé avec *Lecanicillium muscarium* (le champignon entomopathogène), *Adalia bipunctata* (la coccinelle prédatrice) et *Aphis fabae* (le ravageur), le champignon impacte le prédateur (30% de mortalité et 15% de réduction de la prédation) mais la combinaison des deux agents de biocontrôle aboutit à une réduction de 90% de la population du ravageur (Mohammed, 2018) contre des réductions de l'ordre de 30% pour le champignon seul et de 50% pour le prédateur seul. Une autre étude du même type met en jeu le champignon *Beauveria bassiana* et les prédateurs *Orius insidiosus* et *Phytoseiulus persimilis* et *Ipheseius degenerans* pour des résultats qualitativement similaires : le champignon peut être utilisé conjointement avec ces prédateurs à la condition de respecter une chronologie précise dans les inoculations (Ludwig et Oetting, 2001). Enfin, comme pour une espèce d'acarien, l'entomovection est aussi envisagé en utilisant *Harmonia axyridis* et *Chrysoperla carnea* comme vecteurs de *Beauveria bassiana* pour le biocontrôle du puceron *Myzus persicae* (Zhu et Kim, 2012).

Tous ces travaux montrent que la combinaison champignon entomopathogène/prédateur peut fonctionner mais elle nécessite des connaissances approfondies sur la biologie de chaque acteur afin d'en assurer une efficacité optimum.

Macroorganismes – Prédateurs : nourrissage et plantes-banques

Fournir une source de nourriture complémentaire à un prédateur peut être une solution pour l'aider à s'établir après un lâcher. Cependant, cela peut avoir des conséquences allant à l'encontre de ce que l'on veut, à savoir une prédation efficace du ravageur. En effet, fournir du pollen peut provoquer une diminution de la prédation des thrips par *Orius laevigatus* (hémiptere) et *Neoseiulus cucumeris* (acarien). Même si le nombre des prédateurs augmente, il n'y a pas moins de thrips sur les plantes. Fournir un champignon (*Thrichoderma viride*) à la place du pollen n'a pas d'effet sur ces paramètres (Skirvin *et al.*, 2007). D'autres travaux donnent des résultats plus disparates,

toujours centrés sur la prédation de thrips par des acariens : une addition de pollen augmente la prédation par *Amblyseius swirskii*, mais n'a aucun effet sur l'efficacté de *Euseius ovalis* (Ghasemzadeh *et al.*, 2017). Par ailleurs, la fourniture de pollen réduit la protection des plantes par deux acariens (*Neoseiulus cucumeris* et *Amblyseius swirskii*), vis-à-vis d'un thrips (Delisle *et al.*, 2015). Comme vu dans le paragraphe précédent, il n'est pas possible de tirer des généralités de ce type de travaux. Ici aussi, une connaissance approfondie de l'écologie des prédateurs est nécessaire si l'on cherche l'optimisation de cette solution.

Les plantes-banques peuvent être considérées comme une variante du concept de nourrissage. On dispose à proximité des végétaux à protéger des plantes qui hébergeront des ravageurs qui seront consommés au besoin par les prédateurs si leurs proies de prédilection viennent à manquer sur les végétaux à protéger. Cette stratégie a aussi été appliquée aux parasitoïdes, son efficacité dans différents systèmes agronomiques a été discutée dans une revue (Frank, 2010). Elle pourrait permettre de réduire le nombre de lâchers de prédateurs (ou de parasitoïdes) mais des problèmes peuvent se poser avec le maintien des plantes banques.

Macroorganismes – Prédateurs : Harmonia axyridis

L'utilisation de *H. axyridis* comme prédateur de pucerons apparaît maintenant comme le parangon de ce qu'il ne faut plus faire en matière de biocontrôle à cause du caractère invasif de cette coccinelle (Lombaert *et al.*, 2014), d'une reproduction plus précoce et durant une plus grande période de la vie des insectes (Tayeh *et al.*, 2015) et aussi des conditions météorologiques (Siljamo *et al.*, 2020).

Ce caractère invasif amplifie le problème inhérent à *H. axyridis* : la prédation intraguilde (même si d'autres prédateurs peuvent aussi avoir ce comportement). En effet, *H. axyridis* peut consommer d'autres prédateurs sans que cela soit d'ailleurs préjudiciable à l'efficacité du biocontrôle (Gardiner et Landis, 2007). *H. axyridis*, en plus de la prédation intraguilde, peut aussi démontrer un penchant certain vers le cannibalisme si les proies naturelles (pucerons) se raréfient (Rondoni *et al.*, 2012) ou dans les populations devenues invasives par rapport aux populations naturelles de *H. axyridis* (Tayeh *et al.*, 2014). Ces aspects de la biologie de *H. axyridis* ont été récemment revus (Rondoni *et al.*, 2021).

Une conséquence de la combinaison entre caractère invasif et prédation intraguilde est la perturbation induite par *H. axyridis* des proportions d'individus des espèces locales. Cette perturbation peut s'avérer complexe car, dans certains cas, elle dépend de la saison et de l'habitat. En effet, une étude montre que *H. axyridis* modifie l'équilibre des espèces de coccinelles locales dans les tilleuls mais pas dans les pins ou les orties (Brown et Roy, 2018). De plus, cet impact sur l'équilibre des espèces est différent selon les espèces considérées. En effet, *H. axyridis* peut affecter négativement la démographie d'un autre prédateur coléoptère (*Coccinella septempunctata*) mais pas celles d'autres prédateurs diptère (*Aphidoletes aphidimyza*) ou neuroptère (Brown, 2003). Une revue de l'impact de *H. axyridis* sur les populations locales montre toutes ces nuances (Li *et al.*, 2021).

Les problèmes posés par *H. axyridis* ont paru suffisamment importants pour que l'on se pose la question de son contrôle. Ainsi, plusieurs stratégies ont été testées. Le champignon *Beauveria bassiana* (souche commerciale GHA) ne tue *H. axyridis* qu'à des doses qui par ailleurs sont létales pour d'autres coccinelles prédatrices (Roy *et al.*, 2008). Le parasitoïde (*Dinocampus coccinella*) a montré une préférence pour *H. axyridis* par rapport à *Adalia bipunctata* mais le taux de parasitisme est faible : le contrôle réalisé par ce parasitoïde reste donc marginal (Dindo *et al.*, 2016 ; Berkens *et al*., 2010). Il est aussi à noter que *H. axyridis* peut être la proie d'une punaise prédatrice *Podisus maculiventris* (De Clercq *et al.*, 2003). Une autre piste a aussi été explorée : le lâcher d'individus incapables de voler (Seko *et al.*, 2014), même s'il s'agissait surtout d'augmenter l'efficacité du contrôle par la conservation des prédateurs sur le site à traiter.

Macroorganismes – Prédateurs : qui d'autre ?

On peut trouver des exemples d'acariens utilisés ou testés pour contrôler des insectes. Le premier exemple concerne le thrips (Messelink *et al.*, 2006). Un acarien est déjà proposé pour cette fonction (*Neoseiulus cucumeris*) et son efficacité a été comparée à celle d'autres acariens (*Typhlodromalus limonicus*, *Typhlodromips swirskii* et *Euseius ovalis*). Il s'est avéré que ces trois espèces se reproduisaient bien plus vite que *N. Cucumeris* et que *T.*

limonicus était le meilleur prédateur pour contrôler non seulement le thrips mais aussi la mouche blanche (aleurode). Le deuxième exemple concerne *Diabrotica vergifera vergifera* (Prischmann-Voldseth et Dashiell, 2013). Dans ce cas, l'utilisation de l'acarien prédateur *Gaeolaelaps aculeifer* a donné des résultats contraires aux attentes des auteurs. En effet, l'incidence de la chrysomèle des racines et les dommages aux racines étaient généralement plus élevés dans les parcelles où des acariens ont été lâchés mais sans que cela se traduise par des effets négatifs sur la biomasse végétale ou le rendement en grains à la fin de la saison.

Les interactions observées dans le cadre du biocontrôle entre les prédateurs et d'autres agents de biocontrôle démontrent que certains effets non intentionnels peuvent être difficiles à détecter. Cependant, ils peuvent obérer assez sérieusement le succès de la stratégie mise en œuvre. Cela a motivé des recherches plus en amont concernant les modalités de choix des macroorganismes pour développer le biocontrôle. Ces travaux seront discutés à la fin de la partie consacrée aux macroorganismes.

Macroorganismes – Parasitoïdes

Les parasitoïdes ont une modalité d'action apparemment différente des prédateurs puisque l'insecte va pondre un œuf dans son hôte, beaucoup plus rarement à sa surface. Cependant, l'œuf du parasitoïde va éclore pour donner une larve qui va alors se nourrir de l'hôte. C'est pourquoi les parasitoïdes et les prédateurs sont souvent considérés comme appartenant à la même guilde. Comme pour les prédateurs, le déplacement des parasitoïdes est l'objet de nombreux travaux et la capacité de déplacement peut être un paramètre important quant au succès de l'utilisation d'un parasitoïde (Stacconi *et al.*, 2018). Les échelles spatiales et temporelles des études sont très variables. Les travaux peuvent être menés à l'échelle de la parcelle et entre un à trois jours après le lâcher (Suverkropp *et al.*, 2009) mais portent principalement sur le succès du parasitoïde. La capacité de dispersion d'un parasitoïde influe aussi sur sa persistance dans l'environnement (Kuske *et al.*, 2003). À l'échelle de plusieurs pays (France, Italie, Serbie…) et sur plusieurs années, il devient possible d'aborder plus largement l'impact environnemental du parasitoïde : ainsi *Lysiphlebus testaceipes* a démontré ses capacités de migration, il présente certaines caractéristiques d'une espèce invasive (Mitrovic *et al.*, 2013).

Des tentatives d'utilisation de sémiochimiques pour guider les parasitoïdes vers leurs hôtes (Franco *et al.*, 2011 ; Bushra *et al.*, 2017) ou en combinant sémiochimiques et couleur (Scholler et Prozell, 2002) semblent intéressantes à poursuivre.

Macroorganismes – Parasitoïdes : interactions avec les prédateurs

Il semble que les interactions soient rares dans ce sens. Un seul article étudie le parasitisme d'œufs de différents prédateurs (*Chrysoperla carnea, Episyrphus balteatus, Adalia bipunctata* et *Coccinella septempunctata*) par *Trichogramma brassicae*. Il s'avère qu'en laboratoire, on peut avoir ponte par le parasitoïde dans des œufs de prédateurs mais seulement s'il n'a pas d'autre choix. En conséquence, sur le terrain il n'y a quasiment aucune ponte du parasitoïde dans des œufs de prédateurs (Babendreier *et al.*, 2003). Ce travail interroge sur la notion de spécificité d'hôte des parasitoïdes. La perte de spécificité de parasitoïdes envers leur hôte peut avoir un impact sur d'autres espèces, en plus d'obérer les chances de succès de contrôle des ravageurs visés. Cela a été documenté pour *Aphidius ervi* et les conditions d'élevage en masse du parasitoïde ont été mises en cause (Sepulveda *et al.*, 2017).

Macroorganismes – Parasitoïdes : interactions avec d'autres parasitoïdes

Si l'on peut avoir absence d'interactions interspécifiques (Bader *et al.*, 2006), les interactions entre parasitoïdes peuvent aussi être complexes. Un hôte peut être parasité par plusieurs individus de la même espèce mais aussi par des individus d'espèces différentes, par exemple qui ne parasiteraient pas les mêmes stades de développement de l'hôte. Dans tous les cas, on parle de super-parasitisme. Ce cas de figure est décrit dans une situation devenue cas d'école. Il s'agit de l'utilisation conjointe de deux parasitoïdes hyménoptères, *Fopius arisanus* et *Diachasmimorpha tryoni,* utilisés conjointement contre *Ceratitis capitata,* le premier parasitant les œufs, le second les larves. Il s'est avéré que les larves de *F. arisanus* s'étant développées avant celles de *D. tryoni*, elles

sont capables de tuer ces dernières. *F. arisanus* a donc supplanté *D. tryoni* quant au parasitisme de *C. capitata*. Le problème est que *D. tryoni* a changé d'hôte et s'est mis à parasiter deux insectes non cibles (*Eutreta xanthochaeta* et *Procecidochares utlis*) eux-mêmes introduits pour lutter contre des végétaux. Ce changement d'hôte a probablement été favorisé par le fait que ces introductions ont été faites dans l'archipel d'Hawaï (Wang et Messing, 2003). Un autre exemple, toujours à Hawaï, certes moins spectaculaire, concerne les parasitoïdes *Trissolcus basalis* et *Trichopoda pilipes* introduits pour contrôler *Nezara viridula* (punaise verte) mais qui s'attaque à *Coleotichus blackburniae*, espèce endémique non cible. Le changement d'hôte de ces parasitoïdes est dépendant du climat (variations dues à l'altitude) et de la densité des populations de *C. blackburniae* (Johnson *et al.*, 2005). Le changement d'hôte n'est pas dû, comme pour *A. ervi,* aux conditions d'élevage mais aux conditions environnementales.

Il est à noter que le parasitoïde *F. arisanus* a aussi été lâché en Polynésie Française avec succès contre *Bactrocera dorsalis*, *Bactrocera tryoni* et *Bactrocera kirki* (Vargas *et al.*, 2007). Malheureusement, aucune étude d'impact sur d'autres espèces endémiques n'a été menée alors que cette étude était pourtant postérieure à celle réalisée à Hawaï (Wang et Messing, 2003).

Un autre cas d'école peut être décrit avec un développement en France, il s'agit du parasitoïde *Torymus sinensis* (Hyménoptère) utilisé contre le cynips du châtaignier *Dryocosmus kuriphilus*. Un suivi sur plusieurs années après lâcher en France suggère que les populations de parasitoïdes déclinent en parallèle de la cible (Borowiec *et al.*, 2018). Ce résultat est conforme à une étude menée sur la spécificité de ce parasitoïde qui montre que *T. sinensis* est spécifique de *D. kuriphilus*, tout au moins en Europe (Ferracini *et al.*, 2015), étude menée conformément aux règles émises par l'*EFSA* Panel on Plant Health (2010). Cependant, il a aussi été observé que le lâcher de parasitoïdes peut donner lieu à des phénomènes d'hybridation entre les espèces voisines : *T. sinensis* et *T. beneficus* (Yara, 2014). Il est à noter le caractère invasif marqué de *T. sinensis* en Espagne depuis la France (Nieves-Aldrey *et al.*, 2019) ou en Slovénie depuis l'Italie (Kos *et al.*, 2021).

Macroorganismes – Nématodes

En termes de distribution des articles, nous retrouvons aussi une majorité d'articles consacrés à l'amélioration de la production ou de l'utilisation des nématodes entomopathogènes notamment contre des diptères, lépidoptères et coléoptères. Plusieurs articles sont axés sur l'identification et l'utilisation de souches de nématodes locales (Rosa et Simoes, 2004 ; Karagoz *et al.*, 2009 ; Mazurkiewicz *et al.*, 2020). Le succès de l'utilisation des nématodes en biocontrôle est fonction de leur persistance dans l'environnement, cette persistance dépendant elle-même de la présence d'hôtes (Kurtz *et al.*, 2007 ; Susurluk et Ehlers, 2008).

L'entomovectoring a aussi été exploré en lâchant des insectes contaminés par des nématodes dont on espère qu'ils seront alors capables ensuite de contaminer des nuisibles dans leurs habitats difficiles à traiter. Cette tactique a été utilisée avec succès contre le lépidoptère *Cossus cossus* (Gumus *et al.*, 2015). Une variante de dissémination des nématodes consiste à utiliser le ver de terre, *Lombricus terrestris*, comme vecteur du nématode *Steinernema carpocapsae* pour contaminer un coléoptère, *Curculio caryae,* dont la larve se développe en partie dans le sol (Shapiro-Ilan et Brown, 2013).

Nématodes : interactions avec d'autres agents de biocontrôle

Dans la mesure où il y a un nombre limité d'articles relatifs à l'utilisation des nématodes dans le corpus, il y a aussi peu d'articles concernant les interactions entre nématodes entomopathogènes et les autres agents de biocontrôle. Les nématodes *Steinernema carpocapsae* et *Heterorhabditis sp* sont sensibles aux extraits aqueux de la feuille, du rameau et du fruit de cannelle (*Melia azedarach*), de la feuille de rue (*Ruta graveolens*), du gingembre (*Zingiber officinale*) et de l'ail (*Allium sativum*) au point de sérieusement obérer leur efficacité à l'encontre de *Ceratitis capitata* (Rohde *et al.*, 2013). Un des articles retenus a étudié les interactions entre le nématode *Heterorhabditis indica* et le parasitoïde *Habrobracon hebetor* utilisés contre le lépidoptère *Plodia interpunctella*. Il s'avère que le nématode peut s'attaquer aux larves du parasitoïde et que la présence d'un agent dans l'hôte peut influencer le comportement de l'agent se présentant ensuite. En conclusion, l'utilisation combinée de ces deux agents peut être bénéfique à

condition de respecter une chronologie bien précise (d'abord le parasitoïde puis le nématode après un temps nécessaire à la pupaison du parasitoïde) (Mbata et Shapiro-Ilan, 2010).

Macroorganismes - Conclusion

Cette première grande partie impliquant les macroorganismes à visée insecticide appelle plusieurs commentaires. La richesse et la diversité des articles retenus témoignent de la grande complexité des modalités d'action de ces organismes. De plus, ils peuvent interagir entre eux ou avec des organismes déjà présents dans l'environnement. Ces interactions peuvent être directes (prédation, parasitisme, hybridations) ou indirectes (compétition pour les ressources), parfois liées à des phénomènes inattendus comme des changements d'hôtes ou de proies. Il peut finalement paraître relativement surprenant que le volume de publications relatives à ces impacts écologiques soit assez limité. Une explication peut être trouvée dans la chronologie des publications. En effet, de très nombreuses publications sur les impacts écologiques des lâchers de macroorganismes sont antérieures à la période 2000-2020 sur laquelle l'ESCo a focalisé ses interrogations bibliographiques, sans exclusive néanmoins. En conséquence, plusieurs publications antérieures majeures ont été sélectionnées et sont présentées de manière spécifique.

Les deux premières reposent notamment sur le projet européen ERBIC (*Evaluating Environmental Risks of Biological Control Introductions into Europe*) qui a duré 4 ans à partie de 1998. Ces publications proposent notamment un schéma d'organisation d'expérimentations (principalement en laboratoire) pour déterminer les risques écologiques potentiels associés aux prédateurs ou parasitoïdes ainsi qu'une procédure pour évaluer sur le terrain le risque environnemental relatif à ces lâchers (Van Lenteren *et al.*, 2003 ; 2006). Il devient alors possible de calculer des indices de risque pour les agents de biocontrôle en fonction de certaines de leurs caractéristiques comme présenté dans la Figure 16-7.

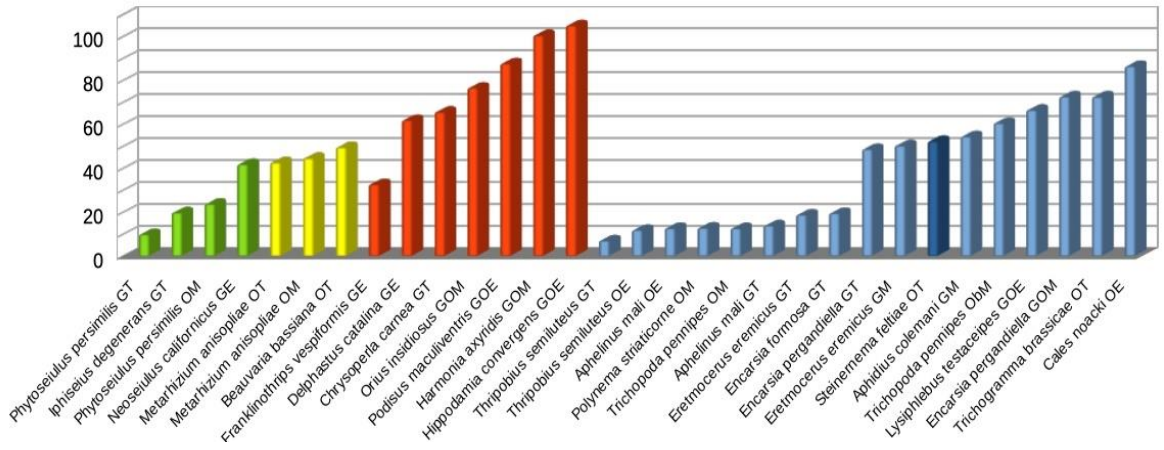


Figure 16-7. Indices de risque (de 0 à 100) liés à l'utilisation de plusieurs agents de biocontrôle.

Vert : acariens prédateurs, jaune : champignons entomopathogènes, rouge : insectes prédateurs, bleu : parasitoïdes, bleu foncé : nématodes, G = serre, O = plein champ, M = climat méditerranéen, T = climat tempéré, E = pan-Européen. La procédure de calcul est décrite dans Van Lenteren *et al.* (2003).
On pourra noter les indices de risque élevés pour *H. convergens*, *H. axyridis* mais aussi pour *T. brassicae*.

La troisième publication est une revue bibliographique de campagnes de lâchers de macroorganismes et de leurs impacts (Louda *et al.*, 2003). Les conclusions mettent en lumière certains problèmes liés à l'utilisation de macroorganismes : (a) les espèces phylogénétiquement proches du ravageur sont les plus susceptibles d'être attaquées ; (b) les tests de spécificité de l'hôte définissent la gamme d'hôtes physiologiques, mais pas la gamme écologique ; (c) une telle prédiction a besoin de données populationnelles ; (d) les variations des conditions environnementales définissent souvent le niveau d'impact des macroorganismes ; (e) l'ampleur de l'impact sur les espèces non ciblées est peu souvent documentée ; (f) l'attaque d'espèces indigènes rares peut accélérer leur déclin ; (g) les effets écologiques peuvent être indirects ; (h) les macroorganismes lâchés ne se cantonnent pas

aux agroécosystèmes ; (i) un écosystème entier peut être perturbé ; et (j) aucun retour de l'écosystème à son état initial n'a été observé.

Ces articles ont été publiés au tout début des années 2000 et témoignent du grand volume de publications antérieures à la période 2000-2020 sur les impacts écologiques de l'utilisation de macroorganismes. La difficulté et l'ampleur des travaux à réaliser idéalement avant tout lâcher de macroorganisme sont mises en lumière sans équivoque. Malgré ces précautions, il est possible de rencontrer des problèmes ayant échappé à ces analyses, comme par exemple le risque d'hybridation entre des souches ou espèces lâchées et leurs homologues endémiques.

Microorganismes - Bactéries

Cette partie de l'analyse comporte notamment les bioinsecticides les plus utilisés : il s'agit des produits basés sur *Bacillus turingiensis* (Bt).

Microorganismes - Bacillus thuringiensis (Bt)

Il y a assez peu d'articles concernant l'efficacité ou le développement de l'utilisation de Bt, ceci est probablement lié à l'ancienneté du produit. Ainsi, beaucoup de publications le concernant sont aussi relativement anciennes. Il est cependant utile de mentionner des travaux concernant un aspect original de l'action insecticide de Bt lié à une activité chitinase. Depuis la démonstration de son implication dans la toxicité de Bt kurstaki (Wiwat *et al.*, 2000), d'autres recherches ont été menées et sont résumées par Martinez-Zavala *et al*. (2020). En parallèle à l'action insecticide, ces travaux ont inspiré de nouvelles utilisations de Bt notamment comme biofongicide et sont traitées dans la partie 4.13.7.2 « Fongicides ». Il y a en revanche un nombre assez important d'articles concernant les impacts de Bt sur les interactions entre Bt et d'autres agents de biocontrôle et sur l'environnement.

Microorganismes - Bacillus thuringiensis – Interactions « intra biocontrôle »

● Champignons entomopathogènes - Le corpus d'articles concernant les combinaisons entre Bt et les champignons entomopathogènes est le plus fourni. De façon intéressante, et intrigante, Bt peut avoir des interactions positives, négatives ou neutres avec *B. bassiana* ou *M. robertsii* selon les doses utilisées ou le délai entre l'intoxication et les observations sur un lépidoptère (*Sesamia nonagrioides*) (Mantzoukas *et al.*, 2013). D'autres expérimentations moins détaillées dans leurs analyses décrivent aussi des interactions positives entre Bt et *B. bassiana* sur lépidoptère (*Trichoplusia ni*) (Sayed et Behle, 2017) ou sur coléoptère (*Leptinotarsa decemlineata*) (Wraight et Ramos, 2005). En considérant un aleurode (*Bemisia tabaci*), les interactions sont négatives entre Bt et *B. bassiana* (Somoza-Vargas *et al.*, 2018).

Les interactions entre Bt et les champignons entomopathogènes apparaissent très complexes et varient selon les souches et les espèces de microorganismes, selon les espèces d'insectes contaminés et même selon le temps d'incubation dans l'insecte. Il n'est pas actuellement possible d'identifier une cause commune à ces variations (immunité de l'insecte, interactions directes entre les microorganismes, etc.).

● Nématodes - Les interactions entre Bt et les nématodes entomopathogènes peuvent être neutres (*Steinernema spp* et Bt israelensis utilisés contre *Tipula paludosa* (Oestergaard *et al.*, 2006)) ou faiblement positives (Lanzoni *et al.*, 2014). Il semble donc que ces organismes interfèrent assez peu en termes d'efficacité sur l'organisme visé par le traitement, ni entre eux.

● Parasitoïdes - Entre Bt et les parasitoïdes, les interactions sont assez riches. Il est possible d'observer des situations complexes : l'efficacité d'un traitement conjoint Bt+parasitoïdes (Bt. kurstaki, *Habrobracon hebetor*) peut être supérieure aux traitements isolés en termes de mortalité de la cible (*Plodia interpunctella*), mais Bt peut réduire le taux d'émergence du parasitoïde (Oluwafemi *et al.*, 2009). D'autres travaux corroborent ces observations sur les effets de Bt kurstaki (Btk) sur la reproduction d'*H. hebetor* avec *Helicoverpa armigera* comme lépidoptère cible mais les auteurs n'ont pas considéré la mortalité de la cible (Sedaratian *et al.*, 2014). Un troisième exemple, toujours avec Bt kurstaki mais avec le parasitoïde *Diadegma insulare* du lépidoptère *Plutella xylostella,* donne aussi

les mêmes résultats qualitatifs : dans ce dernier cas, le fait que l'hôte soit contaminé par Bt et donc d'une qualité moindre pour la larve du parasitoïde est proposé comme explication (Ebrahimi *et al.*, 2012). Btk peut aussi, semble-t-il, avoir un effet bénéfique pour le parasitoïde adulte : si Btk est incorporé dans la nourriture, les femelles de *Trichogramma chilonis* vivent plus longtemps. Cependant, cela n'a pas d'effet sur la fécondité des insectes (Amichot *et al.*, 2016).

● Substances naturelles - Peu de travaux d'intérêt pour l'ESCo concernent les interactions entre Bt et des substances naturelles. Dans le cas de Bt utilisé conjointement avec l'huile essentielle de neem, aucune interaction n'est observée en termes d'efficacité sur les cibles, des ravageurs du coton (Togbe *et al.*, 2014). Curieusement, l'azadirachtine (composé ayant la plus forte activité de l'huile essentielle de neem) présente une synergie en termes de toxicité avec le Dipel (une forme commerciale de Bt kurstaki) sur *Helicoverpa armigera* (Singh *et al.*, 2007). Ces résultats apparemment contradictoires ne le sont pas forcément dans la mesure où les bioinsecticides sont de natures différentes. Les articles ne sont pas comparables en toute rigueur.

Une interaction quelque peu artificielle a été provoquée entre les toxines Cry de Bt kurstaki et l'abamectine. En effet, une équipe a couplé chimiquement les toxines à l'abamectine (Liu et Sengonca, 2003) ce qui a pour effet de donner un produit plus efficace sur *Plutella xylostella* (Sengonca *et al.*, 2006) et sur d'autres espèces (*Tetranychus cinnabarinus* (Acari), *Frankliniella occidentalis* (Thysanoptère), *Aphis fabae* (Homoptère) et *Cameraria ohridella* (Lepidoptère)) tout en préservant les prédateurs testés (*Orius strigicollis*, *Stethorus cantonensis*) (Zhu *et al.*, 2006). Plus récemment, la technique de couplage entre toxines Cry et l'abamectine (Pan *et al.*, 2013) a été perfectionnée mais sans plus de publications ensuite. Enfin, une dernière variation de ce type de création de chimère a été faite avec une seule toxine (Cry2Ab30) et toujours l'abamectine (Pan *et al.*, 2019). Cependant, en plus du fait que l'on peut s'interroger sur l'appartenance de ce composé à la famille des biopesticides, il faut noter que ce type de composé ne semble pas avoir dépassé le stade des tests de laboratoire. Si ces exemples n'ont pas débouché sur des applications, il nous a paru intéressant de les citer afin d'illustrer la variété des développements envisagés en matière de biocontrôle.

● Virus - Les travaux portant sur les interactions entre Bt et les virus entomopathogènes sont peu nombreux et concernent l'efficacité des couples Bt/virus testés. Dans l'un d'entre eux, l'importance de la chronologie des traitements est démontrée (Qayyum *et al.*, 2015). Un second est aussi intéressant par quelques points qu'elle met en évidence comme par exemple l'importance de la phénologie de la plante (Arthurs *et al.*, 2008).

● Bt et écotoxicologie - La persistance de Bt est un paramètre important quant aux effets potentiels de Bt sur les espèces non ciblées par les traitements. La formulation de Bt peut influencer sa persistance (Paul *et al.*, 2017). Il en est de même pour la nature du sol et plus généralement pour l'environnement dans lequel Bt est épandu. Bt kurstaki peut ainsi persister 28 mois dans un environnement forestier de chênes. Les toxines Cry peuvent être tout autant persistantes mais les propriétés insecticides sont réduites drastiquement à partir de 14 mois. Toujours en forêt de chêne, mais dans un terroir différent, Btk a été retrouvé 88 mois après l'épandage, limite temporelle de l'étude (Vettori *et al.*, 2003). Bt israelensis peut lui aussi être retrouvé plusieurs mois dans l'environnement en conservant sa toxicité, voire être trouvé dans des zones où il n'a pas été utilisé. Ces persistances dans l'environnement peuvent favoriser l'apparition de résistance vis-à-vis de Bt (Tilquin *et al.*, 2008). Certains travaux sont focalisés sur les protéines Cry uniquement (Helassa *et al.*, 2013). La souche Bt kurstaki peut impacter les microorganismes du sol, qu'ils soient bactériens ou fongiques, de même qu'elle peut affecter la colonisation mycorhizienne arbusculaire (Ferreira *et al.*, 2003). Cela corrobore les travaux concernant l'utilisation possible de Bt comme biofongicide évoquée dans la partie « fongicides » (chapitre 4.13.6.2) mais soulève aussi des questions concernant son innocuité. Le poids de ces questions est renforcé par d'autres travaux totalement différents. Il s'agit d'études sur l'impact de Bt kurstaki sur le développement de larves d'insectes (drosophilidés) qui montrent que toutes les espèces testées donnent qualitativement les mêmes résultats : l'ingestion de Bt provoquent un ralentissement du développement (Babin *et al.*, 2020). Il est aussi possible d'observer une mortalité des larves mais à des doses très importantes (dose d'épandage *x* 1000). Une analyse plus poussée illustre la complexité des effets de Bt kurstaki : le ralentissement du développement après ingestion est lié à des modifications de la physiologie intestinale, au volume de la prise alimentaire, à la composition du microbiote intestinal et à la qualité de l'alimentation (Nawrot-Esposito *et al.*, 2020). Chez les larves d'un batracien, Bt kurstaki ne provoque pas de

mortalité à des doses équivalentes aux doses d'épandage mais seulement à des doses très importantes (dose d'épandage *x* 650) (Weeks et Parris, 2020). Par ailleurs, il n'a pas d'effet sur les arthropodes du sol (Beck *et al.*, 2004) et il n'affecte pas les araignées (Bajwa et Aliniazee, 2001). D'autre part, *Bacillus thuringiensis Cry1Ah* n'affecte pas la survie, la longévité, la consommation de pollen et la physiologie des ouvrières abeilles domestiques (*Apis mellifera* et *Apis cerana*) (Dai *et al.*, 2012). En étudiant le transfert de l'endotoxine Cry1Ab-Bt le long de la chaîne alimentaire maïs-limace-carabe, Harwood *et al*. (2006) ont montré que, malgré l'absorption d'endotoxines Bt par la limace *Deroceras laeve*, aucune endotoxine Bt n'était détectée dans les carabes *Scarites subterraneus*. Il n'y a donc pas eu de transfert le long de cette chaîne alimentaire. De plus, la reproduction des carabes n'a pas été impactée. Plusieurs travaux ont montré une réduction des ressources alimentaires en arthropodes pour les oiseaux suite à l'usage de *Bacillus thuringiensis* (Bt (Poulin *et al.*, 2010) ; Bt k (Awkerman *et al.*, 2011) ; Bt i (Poulin et Lefebvre, 2018)).

Cette partie consacrée à Bt, le bioinsecticide le plus utilisé, illustre la grande complexité des interactions entre Bt et les autres agents de biocontrôle et de façon plus générale avec les espèces de son environnement. Cette complexité génère aussi un grand nombre de questions : par exemple est-ce que l'encadrement réglementaire appliqué à Bt est toujours adapté à sa nature bactérienne ? Connait-on suffisamment les mécanismes sous-jacents aux effets de Bt sur les organismes non ciblés par Bt pour être assurés d'une utilisation sans risques ?

Microorganismes – Autres bactéries

Une souche de *Bacillus subtilis* a été identifiée pour son activité insecticide sur *Bactrocera olea* (Mostakim *et al.*, 2012). De façon intéressante, comme pour Bt, une activité chitinase a été reconnue comme importante pour la fonction insecticide de *B. subtilis* (Chandrasekaran *et al.*, 2014). Certains composés de type surfactant (isomères de surfactines : iso-C14 [Leu7], iso-C14[Val7] et anteiso-C15[Leu7]) ont montré aussi une activité insecticide sur puceron de la part de *B. subtilis* (Yang *et al.*, 2017). Par ailleurs, une souche de *B. amyloliquefasciens* a démontré une action insecticide sur puceron grâce à une surfactine (Yun *et al.*, 2013). Enfin, une souche d'une autre espèce de bactérie, *Serratia marcescens*, produit une enzyme qui dégrade la cire présente sur les cuticules de certains insectes. Ceci lui confère une action insecticide démontrée contre la cochenille *Maconellicoccus hirsutus* (Salunkhe *et al.*, 2013).

Microorganismes – Champignons

Concernant les champignons entomopathogènes, nous avons trouvé un nombre assez important d'articles portant sur l'amélioration de la production ou de l'efficacité de ces agents de biocontrôle. Il existe une réflexion relativement critique sur ce type de recherche. En effet, une revue souligne le nombre important de tests de laboratoire qui décrivent des souches ou espèces potentiellement intéressantes mais qui ne sont pas efficaces sur le terrain. Il est suggéré de mieux prendre en compte (en fait de connaître) les paramètres écologiques et physiologiques importants pour la vie de cette espèce dans son environnement (Lacey *et al.*, 2015). Ainsi, la température modifie la transmission horizontale et la pathogénicité de *Beauveria bassiana* contre le lépidoptère *Diatraea saccharalis* (Svedese *et al.*, 2013).

Certains articles décrivant les interactions entre champignons et agents de biocontrôle ont retenu notre attention. Un premier article décrit, d'une part, la relative sensibilité des adultes de l'hyménoptère *Spalangia cameroni* (CL50=2,29.107 conidies/ml) et, d'autre part, une augmentation de la fécondité après contamination par *Metarhizium anisopliae* mais ces travaux n'incluent aucun test de choix (préférence du parasitoïde pour des hôtes contaminés ou pas) (Nielsen *et al.*, 2005). Un deuxième article, plus complet, a testé les effets de deux espèces de champignons entomopathogènes, *Metarhizium brunneum* et *Beauveria bassiana*, sur l'hyménoptère parasitoïde *Trybliographa rapae*. Les CL50 pour ces deux champignons sont similaires ($1{,}57.10^7$ et $1{,}83.10^7$ conidies/ml respectivement) et identiques à celle qui avait été calculée dans l'article cité ci-dessus. La fécondité de *T. rapae* augmente si on lui présente des hôtes contaminés par *M. brunneum* mais *B. bassiana* n'a pas d'effets sur ce paramètre. Enfin, *T. rapae* préférera des hôtes non contaminés à des hôtes contaminés par *M. brunneum* mais ne distinguera pas des hôtes contaminés par *B. bassiana* à des hôtes non contaminés (Rannback *et al.*, 2015). À

noter un point potentiellement intéressant : le genre Metarizium affecte des parasitoïdes de diptères. Il semble ici qu'une généralité pourrait se dessiner concernant les relations entre les champignons du genre Metarhizium et les parasitoïdes (tout au moins ceux attaquant des diptères) et qui mériterait des travaux complémentaires. *Beauveria bassiana* n'a pas d'effet sur les herbivores, prédateurs, décomposeurs (Devotto *et al.*, 2007 ; 2008). En revanche, il a des effets létaux sur les coccinelles en conditions contrôlées, variables selon les études et les espèces (Roy et Cottrell, 2008), et il a des effets négatifs sur la survie des abeilles solitaires *Megachile rotundata* et des abeilles domestiques (James *et al.*, 2012). *Metarhizium anisopliae* et *Beauveria bassiana* n'ont pas d'effet sur la mortalité des fourmis mais ils entraînent une réduction significative du temps de survie (Garrido-Jurado *et al.*, 2011). En Australie, l'application de *Metarhizium anisopliae* var. *acridium* pour contrôler les densités de criquets n'a pas affecté la communauté de lézards ni l'abondance des populations (Maute *et al.*, 2015).

Interactions avec les nématodes entomopathogènes

Quelques études d'efficacité de traitements conjoints champignon-nématode ont été réalisées. L'efficacité des traitements est augmentée par rapport à celle de traitements avec un seul agent (Schulte *et al*., 2009 ; Ansari *et al*. (2008) mais il n'y a pas de description d'interactions directe entre champignon et nématode entomopathogènes dans ces exemples. De rares articles décrivent une interaction entre champignons et nématodes entomopathogènes au détriment du nématode (Acevedo *et al*., 2007 ; Hummadi *et al*. (2021). Cette voie de recherche mérite d'être explorée car ces champignons entomopathogènes peuvent aussi avoir une action nématicide envers des parasites de plantes (Zhang *et al*., 2020 ; Youssef *et al*. (2020). Ceci constitue d'ailleurs une évolution notable de l'utilisation de ces champignons.

Interactions entre champignons et extraits naturels

Des études d'efficacité ont été menées avec *Beauveria bassiana* utilisé seul et une combinaison terre de diatomée-bitterbarkomycine (DEBBM) sur coléoptère (la bitterbarkomycine est un extrait de plante à vertus insecticides (Wakil *et al.*, 2011 ; 2021). Des études similaires ont été réalisées avec *Beauveria bassiana*, *Metarhizium brunneum* et des extraits aqueux des plantes *Calotropis procera* et *Inula viscosa* (Jaber *et al.*, 2018) ou *Beauveria bassiana*, *Metarhizium anisopliae*, *Steinernema* spp, l'azadirachtine et l'imidaclopride (Ndereyimana *et al.*, 2020) mais toujours sans évaluer les éventuels impacts environnementaux. L'intérêt de citer ces articles repose sur le fait que certains agents de biocontrôle utilisés dans ces travaux ont été isolés sur le terrain et qu'ils ne sont donc pas des produits commercialisés. Ils mettent (parmi d'autres articles analysés dans ce chapitre) en évidence un « effet souche » qu'il convient de signaler.

Impact sur l'environnement

Les champignons peuvent persister dans le sol pendant plusieurs années avec des densités fluctuantes dépendant de la présence d'un hôte sensible qui permet alors de « régénérer le stock » (Meyling et Eilenberg, 2007). Cette capacité à persister dans l'environnement dépend évidemment beaucoup de la nature du sol (Jaronski, 2007). L'écologie de ces champignons est d'autant plus complexe qu'il semble que *Metarhizium anisopliae* puisse avoir des affinités pour la rhizosphère (Meyling et Eilenberg, 2007 ; Tiago *et al.*, 2014) alors que *Beauveria bassiana* aurait une activité endophytique (Meyling et Eilenberg, 2007). Curieusement, un article décrit un impact délétère de *Metarhizium anosipliae* sur une espèce de daphnie (normalement, la mise sur le marché implique une innocuité sur ces organismes) (Milner *et al.*, 2002). Est-ce que cette toxicité reflète un « effet souche », qu'il provienne de la daphnie ou du champignon ?

Substances naturelles

Comme pour beaucoup d'agents de biocontrôle, on retrouve ici des articles décrivant ou analysant les interactions entre deux ou plusieurs de ces agents. Cela est le cas pour l'abamectine qui présente une toxicité importante sur des coccinellidés (James, 2003) ou sur plusieurs prédateurs (*Orius insidiosus* ; *Amblyseius swirskii)* ou parasitoïde (*Eretmocerus eremicus*) (Gradish *et al.*, 2011). D'autre part, l'abamectine a des effets sur la reproduction des vers de terre et des enchytréides (Diao *et al.*, 2007 ; Jensen *et al.*, 2007 ; Kolar *et al.*, 2008 ; Lumaret *et al.*, 2012 ; Bai

et Ogbourne, 2016 ; Anastassiadou *et al.*, 2020) et elle a une toxicité élevée pour les acariens prédateurs (Fountain et Medd, 2015). Elle semble peu toxique pour les vertébrés terrestres, mais des effets sont observés sur les pollinisateurs et sur les organismes aquatiques (Anastassiadou *et al.*, 2020).

La situation est qualitativement similaire pour le spinosad qui est très toxique pour un parasitoïde (*Aphidius colemani*), bien plus que l'imidaclopride ou la lambda-cyhalothrine (D'Avila *et al.*, 2018) ou *H. axyridis* (Galvan *et al.*, 2006). Il est aussi plus toxique que l'imidaclopride pour la drosophile (Martelli *et al.*, 2022). Inversement, le spinosad a moins d'effets que la lambda-cyalothrine sur l'abondance et la diversité des araignées (Liu *et al.*, 2013). La toxicité du spinosad s'exerce aussi sur des organismes non cibles comme la daphnie (Duchet *et al.*, 2010). Des effets transitoires sur les microorganismes et certaines activités enzymatiques du sol ont été observés (Telesinski *et al.*, 2015), de même que des effets sur les vertébrés terrestres, les abeilles et les organismes aquatiques. En revanche, il est modérément toxique pour les vers de terre (Arena *et al.*, 2018). Le spinosad a des effets létaux sur les larves et les adultes des abeilles sauvages sociales du groupe des Mélipones (Botina *et al.*, 2020). Il présente une toxicité élevée pour les parasitoïdes, ayant de nombreux effets sublétaux comme l'incapacité à se développer au stade adulte et à construire un cocon, et une diminution des capacités de reproduction, de la taille de la descendance et de la capacité à rechercher des hôtes (Williams *et al.*, 2003). Chez les forficules (*Forficula auricularia*), le spinosad entraîne une diminution de l'activité de prédation (Malagnoux *et al.*, 2015), il modifie leur physiologie et leur comportement et il réduit la croissance des larves (Fountain et Harris, 2015). Le spinosad provoque également une réduction de l'abondance de certaines fourmis prédatrices (Pereira *et al.*, 2010). Une diminution de l'abondance de nombreuses familles d'araignées a été observée dans des vergers de pommiers traités au spinosad (Marliac *et al.*, 2016) mais pas dans les cultures de choux (Liu *et al.*, 2013). Des résultats ont par ailleurs montré que les acariens prédateurs peuvent acquérir une résistance due à l'exposition prolongée au spinosad (Duso *et al.*, 2014 ; Fountain et Medd, 2015). Enfin, le spinosad peut provoquer des effets indirects sur les réseaux trophiques aboutissant à une réduction des ressources alimentaires pour les vertébrés terrestres insectivores (Poulin *et al.*, 2010 ; 2018).

L'abamectine et le spinosad étant extraits de microorganismes, il peut être utile de rappeler que, comme de nombreux insecticides de synthèse, les cibles de ces deux bioinsecticides sont des canaux ioniques qui se trouvent dans le système nerveux central.

Les pyréthrines (extraites des pyrèthres ou de chrysanthèmes) sont peu toxiques pour les vertébrés terrestres, en revanche, des effets sont observés sur les organismes aquatiques, les abeilles et les vers de terre (European Food Safety Authority, 2013d). Elles n'ont pas d'effet sur les thrips (Nikolova *et al.*, 2015), mais elles provoquent une diminution de l'abondance de nombreuses familles d'araignées (Marliac *et al.*, 2016). Chez les vertébrés aquatiques, l'exposition de la grenouille taureau (*Lithobates catesbeianus*) aux pyréthrines entraîne une augmentation des leucocytes avec la forme classique, mais une augmentation du nombre des érythrocytes et une altération de la division cellulaire avec la formulation nanométrique (Oliveira *et al.*, 2019).

L'huile de paraffine a peu d'effet sur les vers de terre mais ils dépendent néanmoins du type de sol (European Food Safety Authority, 2009 ; Erlacher *et al.*, 2013). Elle n'a pas d'effet sur l'abondance de nombreuses familles d'araignées (Bajwa et Aliniazee, 2001) mais elle entraîne une diminution des densités de coccinelles (Karagounis *et al.*, 2006). Sa toxicité est modérée pour les poissons et invertébrés aquatiques (European Food Safety Authority, 2009). Des effets sur les microorganismes du sol ont été observés après application d'huile de paraffine (Bundy *et al.*, 2004), cependant ils restent mineurs comparés à ceux de certains pesticides de synthèse (métamitrone) (Engelen *et al.*, 1998). L'huile de paraffine est également moins toxique que la bifenthrine pour la chrysope *Chrysoperla rufilabris* (Quesada et Sadof, 2020).

Les travaux portant sur les propriétés insecticides des extraits d'*Azadirachta indica* (substance non autorisée en France) sont assez représentés et ces travaux sont souvent des tests de leur compatibilité avec d'autres agents (*Trichogramma cacoeciae* (Saber *et al.*, 2004), *Beauveria bassiana* (Ribeiro *et al.*, 2012) ou cristaux de toxines Cry extraits de *Bacillus thuringiensis* (Konecka *et al.*, 2019) pour des actions insecticides). Les extraits d'*A. indica* sont aussi utilisés comme virucide pour protéger la pastèque (Elbeshehy, 2017).

Le soufre, utilisé comme fongicide, présente un effet secondaire qui peut être considéré comme une action insecticide. En effet, les poussières de soufre provoquent une baisse des pontes et par conséquent des effectifs de *Lobesia botrana*, lépidoptère nuisible pour la vigne, mais elles n'ont pas d'effet sur un acarien prédateur (Tacoli *et al.*, 2020). Dans l'ensemble, le soufre a une faible écotoxicité (Carcamo *et al.*, 1998 ; European Food Safety Authority, 2008). Toutefois, il affecte les microorganismes car il induit une diminution du pH du sol (Czerwonka *et al.*, 2017) et il a un impact important sur l'abondance des coccinelles fongivores (Sutherland *et al.*, 2010). En revanche, il stimule des activités enzymatiques du sol (déhydrogénase, arylsulfatase, Ram *et al*. (2017)). Les carabes ne seraient pas affectés par le soufre (Carcamo *et al.*, 1998), à l'inverse des enchytréides (Ohtonen *et al.*, 1992).

Une nouvelle source d'extraits naturels pourrait venir de la mer : des extraits d'algues et de cyanobactéries ont été testés pour leurs effets insecticides sur *Spodoptera littoralis* (Saber *et al.*, 2018).

Sémiochimiques - Composés volatiles

De nouveau, nous trouvons dans cette partie une majorité d'articles basés sur des tests d'efficacité de solutions insecticides. Ces travaux portent sur des attractifs pour prédateurs (Hesler, 2016) ainsi que pour des nuisibles à des fins de piégeage ou de détection (Toth *et al.*, 2012 ; Royer *et al.*, 2019). Les pièges à sémiochimiques sont aussi utilisés contre des rongeurs (Kaur et Parshad, 2005). La complexité de l'utilisation des composés sémiochimiques est bien illustrée dans une revue récente (Fernandez-Conradi *et al.*, 2021). Le prédateur *Orius laevigatus* peut avoir un comportement phytophage occasionnel : il provoque ainsi l'émission d'odeurs par la plante qui vont avoir une action répulsive pour *Bemisia tabaci* et pour *Franklinellia occidentalis* et attractive pour le parasitoïde *Encarsia formosa* (Bouagga *et al.*, 2018). Une équipe a poussé cette logique en transformant *Arabidopsis thaliana* pour que cette plante produise une phéromone d'alarme de Myzus persicae : en conséquence, les pucerons se dispersent et attirent le parasitoïde *Diaeretiella rapae* (Beale *et al.*, 2006).

Pièges à insectes à base de deltaméthrine

La deltamétrine étant uniquement autorisée dans des pièges à insectes, les organismes non cibles ne sont pas susceptibles d'y être exposés. Toutefois, quelques résultats sont rapportés ici concernant ses effets écotoxicologiques. L'exposition à la deltaméthrine induit une baisse des abondances des invertébrés terrestres (araignées, carabes, staphylins, chrysopes, coccinelles, fourmis, parasitoïdes, ennemis naturels) (Rodriguez *et al.*, 2003 ; Macfadyen et Zalucki, 2012 ; Khans et Alhewairini, 2019), des invertébrés aquatiques (McKnight *et al.*, 2015) et des vertébrés terrestres (lézards, souris) (Alexander *et al.*, 2002 ; Peveling *et al.*, 2003 ; Brander *et al.*, 2016). Pour plusieurs familles d'araignées (*Araneidae*, *Lycosidae*), l'exposition par contact à la deltaméthrine semble être la voie la plus toxique induisant des effets létaux et sublétaux comme une perturbation de la construction des toiles (Pekar, 2012). En revanche, aucune mortalité des *Linyphiidae* n'est observée après consommation de proies exposées (Pekar, 2012). D'autre part, appliquée à des doses sublétales, la deltaméthrine perturbe le comportement maternel de *Forficula auricularia* (Meunier *et al.*, 2020) et, quelles que soient les concentrations testées, elle entraîne une baisse de la longévité des adultes du parasitoïde *Diaeretiella rapa*, sans toutefois impacter leur affinité vis-à-vis de leurs hôtes (Desneux *et al.*, 2006). La deltaméthrine a une toxicité aiguë élevée pour les poissons, elle provoque des changements de comportement de nage, une diminution de la fécondité, de la reproduction et de la production d'œufs (Brander *et al.*, 2016). Chez la souris, elle occasionne notamment une diminution du poids et elle a des effets sur la reproduction (Brander *et al.*, 2016).

Les articles portant sur les insecticides montrent une grande diversité de travaux en matière de biocontrôle mais un nombre limité de travaux consacrés à leur impact sur l'environnement. De plus, il est difficile de tirer des conclusions générales de cet ensemble d'articles. Si l'on fait un parallèle avec les insecticides de synthèse en matière de connaissances sur l'impact environnemental (sans parler de la connaissance des modes d'action), le retard est considérable pour le biocontrôle et semble impossible à rattraper rapidement.

7.1.3. Molluscicides

Seulement six articles portant sur les molluscicides ont été retenus parmi un très faible nombre d'articles sortis du corpus. Tous ces articles portent sur un nématode molluscicide (*Phasmarhabditis hermaphrodita*). Cependant, il existe au moins une autre solution, un diptère parasitoïde, dont l'efficacité a été évaluée en l'absence ou en présence de *P. hermaphrodita* (Ahmed *et al.*, 2019). De façon intéressante, tous ces articles ont comme point commun l'évaluation de l'impact *P. hermaphrodita* sur les organismes non cibles en plus de son efficacité. Pour résumer les conclusions de ces travaux, ce nématode n'est pas efficace sur toutes les espèces de mollusques nuisibles et il a très peu d'impact sur la faune non ciblée, notamment les vers de terre. Le fait que toutes les publications se soient intéressées aux éventuels effets indésirables de ce nématode pourrait être expliqué par trois éléments : ce nématode n'est apparu que très récemment aux USA d'où des expérimentations visant à déterminer la gamme d'hôte du nématode sur ce territoire ; il existe en Europe des espèces de mollusques protégées et il faut s'assurer que ce nématode ne les impacte pas ; enfin, l'importance des vers de terre pour la structuration et le fonctionnement des sols n'est plus à démontrer. Une publication est particulièrement remarquable (Iglesias *et al.*, 2003) car elle est très proche des attentes de l'ESCo. En effet, y sont comparés les efficacités et les impacts environnementaux d'un nématicide conventionnel (métaldéhyde) avec ceux de *P. Hermaphrodita*. Cette étude a été réalisée en Espagne pendant deux ans et elle montre une efficacité légèrement moindre du nématode que du métaldéhyde. Aucun effet sur les effectifs d'organismes non cibles (vers de terre, collemboles, nématodes, acariens) n'est enregistré comme avec le métaldéhyde à ceci près que ce dernier est disposé dans des pièges donc normalement hors d'atteinte des organismes non visés par le traitement.

Le phosphate ferrique est la seule substance naturelle autorisée pour un usage molluscicide. Dans l'ensemble, il est peu toxique pour les mammifères et les abeilles, en revanche, il présente une certaine ecotoxicité pour les vers de terre et les organismes aquatiques (European Food Safety Authority, 2015). Des résultats contradictoires sont toutefois observés pour les vers de terre : Langan et Shaw (2006) ont montré que le phosphate ferrique est plus toxique que le métaldéhyde, tandis que Edwards *et al*. (2009) n'ont observé aucun effet. Par ailleurs, quelques études montrent que les microorganismes ne sont pas capables de solubiliser le phosphore lorsqu'il est sous forme de phosphate ferrique (Matos *et al.*, 2017 ; Spagnoletti *et al.*, 2017).

7.1.4. Nématicides

Compte-tenu du cadre de l'ESCo, seulement 12 articles ont été retenus sur les 123 articles initialement sélectionnés. La majorité des publications est orientée vers l'amélioration de l'utilisation des agents nématicides (expérimentations en serres ou en sol), l'agent utilisé le plus classiquement étant le champignon *Paecilomyces lilacinus* qui s'attaque aux œufs des nématodes (Anastasiadis *et al.*, 2008 ; Mukhtar *et al.*, 2013). Certaines publications décrivent la réorientation d'agents utilisés par ailleurs vers un usage nématicide. Il peut s'agir de champignons ou de bactéries entomopathogènes (Prieto-Ruiz *et al.*, 2019 ; Muniz *et al.*, 2020) et de façon plus surprenante de champignons antifongiques (Kiewnick et Sikora, 2004 ; Mukhtar *et al.*, 2013 ; Iqbal *et al.*, 2018 ; Temitope *et al.*, 2020) ou bactéries antifongiques (Mukhtar *et al.*, 2013). Des essais ont eu lieu avec des extraits de plantes, montrant une efficacité pour l'huile de sésame (*Sesamum indicum* (Pecen *et al.*, 2013)). Une publication se dégage des autres par son originalité puisqu'il est proposé d'utiliser des nématodes entomopathogènes pour lutter contre un nématode parasite de plantes (Caccia *et al.*, 2013). Les plantes concernées par ces travaux sont variées, des plantes ornementales (Temitope *et al.*, 2020) aux cultures légumières (Elkelany *et al.*, 2020). Les conditions expérimentales sont aussi très variées : laboratoire, serre ou pleine terre. Il n'y a pas de références concernant les effets secondaires de ces nématicides, tout au plus une référence faisait état de l'importance de la chaîne trophique pour l'efficacité de *P. lilacinus* (Kiewnick, 2008).

En résumé, les nématicides font l'objet de beaucoup de recherches (en proportion des articles retenus) pour l'amélioration de leur efficacité. Plusieurs articles concernent l'utilisation de solutions de biocontrôle insecticides ou fongicides comme nématicides. Ces activités nématicides nouvellement décrites posent très clairement la question de la spécificité d'action de certains agents microbiens de biocontrôle qui, par exemple, d'usage insecticide

pourraient aussi être nématicide. Est-ce que cela impactera la réglementation, notamment en ce qui concerne les tests d'innocuité et les espèces qu'il faudra choisir pour les réaliser ?

Quelle que soit l'activité considérée, acaricide, insecticide, molluscicide ou nématicide, il n'est pas possible de dégager des règles générales que ce soit pour les interactions entre les organismes de biocontrôle ou entre ceux-ci et les organismes non cibles. Les interactions peuvent être positives ou négatives et sont étudiées au cas par cas. Les techniques, méthodes ou espèces utilisées dans les articles ne permettent pas ou peu de dessiner des tendances générales.

La phrase traduite de Prischmann-Voldseth et Dashiell (2013) prend ainsi tout son sens à la lumière de l'analyse des articles mentionnés ci-dessus : « Cependant, la régulation des ravageurs par les agents de biocontrôle introduits doit être considérée dans un contexte écologique, y compris les interactions trophiques au sein des réseaux alimentaires du sol et les aspects spatiaux et temporels du cycle de vie des organismes ».

7.2. Fongicides

7.2.1. Analyse du corpus

Les produits de biocontrôle antifongiques appartiennent à trois grandes familles : les substances naturelles végétale et animale et les microorganismes. Parmi les 1 292 publications recensées, seulement une trentaine sont en lien direct avec le sujet et font état d'un impact sur la biodiversité (Figure 16- 8). Au final, une dizaine de fongicides ont fait l'objet d'études sur la période étudiée.

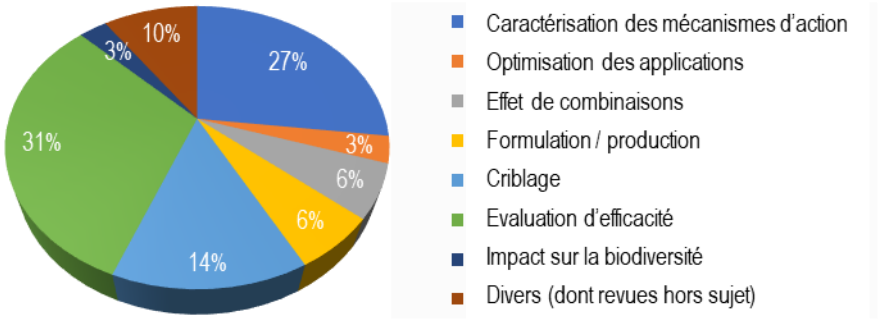


Figure 16-8. Répartition de la nature des travaux portant sur les produits de biocontrôle antifongiques

Seulement 3% (soit 32 publications) concernent l'objet de l'ESCo. Aucun article ne propose une synthèse sur l'état de l'utilisation des produits de biocontrôle fongicides. Une seule publication aborde l'impact de préparation à base de soufre et du bicarbonate de potassium, les 31 autres publications sont centrées sur l'impact de préparation à base de microorganismes sur les communautés microbiennes. Peu d'articles abordent la problématique de l'impact de ces préparations antifongiques sur les macroorganismes (vers de terre et pollinisateurs, voir le paragraphe « Effet sur/avec les macroorganismes (vers de terre, insectes, auxiliaires) »).

Les grandes tendances décrites pourraient se résumer en quatre points :

- Des microorganismes avec une persistance environnementale souvent limitée ou peu connue,
- Des bactéries à impact limité sur la micro-biodiversité du sol avec globalement un impact moins intense par rapport à celui d'un traitement chimique,
- Un manque de spécificité des solutions (large spectre d'activité, activité antifongique de préparation insecticide à base de Bt),
- Certains produits tendent à promouvoir la biodiversité microbienne (effet PGPR - *Plant Growth Promoting Rhizobacteria*).

L'essentiel des études concerne des produits de biocontrôle développés à partir de bactéries du genre *Bacillus subtilis* (7) et *amolyquefaciens* (6) (Okigbo, 2003 ; Pereira *et al.*, 2007 ; Correa *et al.*, 2009 ; Maccagnani *et al.*, 2009 ; Sylla *et al.*, 2015 ; Larkin, 2016 ; Wan *et al.*, 2017 ; Chen *et al.*, 2018 ; Sajitha *et al.*, 2018). Les études des champignons *Clonostachys rosea, Coniothyrium minitans* et *Trichoderma* représentent le tiers des études. Par ailleurs il est à noter des effets antifongiques du *B. thuriengiensis* sur certains agents phytopathogènes.

7.2.2. Généralités sur les modes d'action des biofongicides

Les mécanismes d'action des solutions de biocontrôle antifongiques sont divers, allant de l'antagonisme à l'induction des défenses des plantes en passant par l'antibiose ou encore le parasitisme. De plus, les modes d'action peuvent être multiples et parfois se cumulent pour un même produit ou microorganisme (Tableau 16-6 ; Figure 16-9).

Tableau 16-6. Modes d'action simplifiés des différentes catégories de fongicides de la liste de biocontrôle (Note de la DGAL de mars 2021)

Type de substances	Antibiose	Myco parasitisme	Compétition	Induction des défenses de l'hôte	Combinaison de modes d'action	Mode d'action mal connu	Exemple de produits de biocontrôle
Microorganismes							
Bactéries	✓			✓	✓	✓	*B. subtilis ; B. amyloliquefaciens*
Champignons	✓	✓	✓	✓	✓	✓	*A.quisqualis* (hyperparasitisme) ; *A. pullulans* (combinaison) ; *Trichoderma*
Oomycètes/algues				✓		✓	*P. oligandrum*
Extraits de microorganismes				✓		✓	Extrait de levure
Substances mixtes							
Mélanges d'extraits d'algue et de crustacés				✓		✓	COS-OGA
Extraits d'algue				✓			Laminarine
Substances animales							
Extraits d'arthropode				✓	✓	✓	Chitosan
Substances végétales							
Mélange de molécules volatiles végétales					✓	✓	Thymol, eugénol…
Extraits de plante				✓	✓	✓	Fenugrec*
Huiles essentielles					✓	✓	Clou de girofle, orange douce
Substances minérales							
Phosphonates				✓	✓	✓	Phosphonate de disodium ou de potassium
Soufre					✓	✓	

* Le fenugrec a été retiré récemment de la liste de biocontrôle

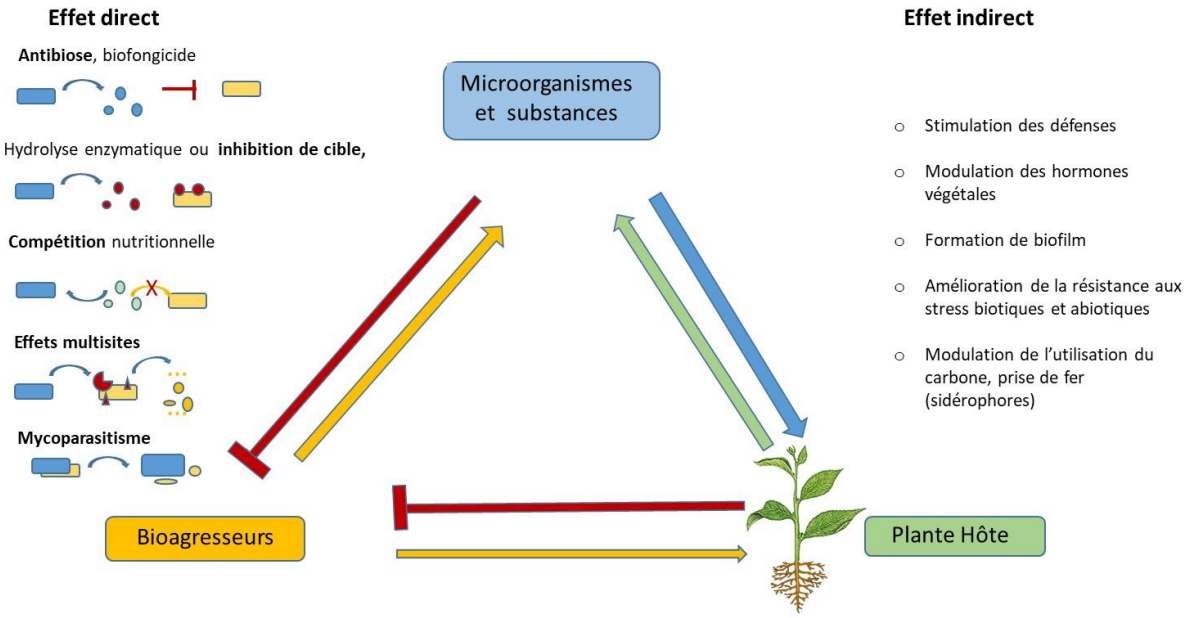


Figure 16-9. Schéma résumant les différentes actions directes et indirectes des fongicides de la liste de biocontrôle et les interactions entre la plante (vert), les microorganismes et les substances de biocontrôle (bleu), et les bioagresseurs (orange). Tout ce qui représente un produit de biocontrôle et son action est en bleu. Quand l'effet est négatif ou inhibiteur, les flèches sont en bordeaux. Les bioagresseurs sont en jaune et la plante et ses effets sont en vert.

Certains microorganismes produisent des molécules fongicides correspondant au mode d'action « antibiose », *via* la production de métabolites secondaires toxiques pour le champignon pathogène ciblé. Ces métabolites peuvent inhiber aussi la germination des spores, la croissance mycélienne et la production de spores (par ex. *B. subtilis*, *Trichoderma*). A titre d'exemple, parmi les lipopeptides connus produits par *B. subtilis*, la mycosubtiline, la fengicyne et la polymyxine ont montré les effets fongistatiques et fongicides les plus forts contre *B. cinerea* en réduisant la germination des conidies et l'élongation des tubes germinatifs (Farace *et al.*, 2015).

La revue de Thambugala *et al*. (2020) sur les mycofongicides décrit 300 champignons antagonistes appartenant à 13 classes et 113 genres. *Trichoderma* est le genre le plus étudié avec le potentiel le plus important, accompagné de 9 genres d'intérêt avec *Alternaria, Aspergillus, Candida, Fusarium, Penicillium, Pichia, Pythium, Talaromyces* et *Verticillium*.

Zaki *et al.* (2020) ont quant à eux fait le point sur les facteurs limitant le développement des mycopesticides. Si le marché des biopesticides a été multiplié par six entre 2005 et 2016, il ne représente que 6% de la totalité du marché des PPP en 2016. Les mycopesticides représentent 10% des biopesticides, contre 75% pour les bactéries biopesticides. Parmi les mycopesticides, *B. bassiana* représente 60% du marché avec *Verticillium* et *Metarhizium* qui en occupent 16%. Les mycofongicides, tels que *Trichoderma*, *Ampelomyces quisqualis*, *Coniothyrium minitans*, *Gliogladium* ssp et le reste des mycopesticides, occupent les 24% restant du marché.

Malgré leurs modes d'action variés et complexes, les résultats obtenus avec les mycopesticides sont dans la plupart des cas inférieurs à ceux attendus (Zaki *et al.*, 2020), en partie à cause de leur faible stabilité et de la sensibilité des propagules dans l'environnement (ex. *T. harzanium*). Les spores peuvent être limitées par de fortes températures, les UV et le dessèchement. Pour améliorer leur survie, des formulations peuvent inclure un substrat (ex. lait, azote, sucres...) ou alors des spores séchées à l'air, voire un stockage sous vide.

D'autres modes d'action peuvent se combiner à l'antibiose. En effet, les *Bacillus* peuvent aussi stimuler les défenses naturelles de la plante conduisant à la production de phytoalexines, de protéines PR comme des chitinases, ou de lignine venant renforcer la paroi végétale chez la plante hôte. Les bactéries produisent à cet effet des composés volatils ou des lipopeptides qui serviront d'éliciteurs. Plusieurs souches de *Bacillus* commercialisées, comme la souche *B. subtilis* QST 713 présente dans le Serenade®, sont capables de réduire de

50% la sévérité de plusieurs maladies racinaires et des parties aériennes, comme la fonte des semis causée par *Rhizoctonia solani* (Islam *et al.*, 2016a). De fait, *Bacillus amyloliquefaciens* (*B. subtilis*) aurait une activité de protection *via* la production de composés antibiotiques comme les surfactines. Or, des études récentes *in planta* ont démontré que - à l'exception de la surfactine - la quantité de ces composés trouvée à proximité des racines des plantes est relativement faible, ce qui rend douteuse une fonction directe dans la suppression de la microflore concurrente, y compris les agents pathogènes des plantes. Par ailleurs, des concentrations sublétales de lipopeptides cycliques et de substances volatiles produites par des bacilles associés aux plantes déclenchent des voies de résistance systémique induite (RSI/ISR) qui protègent les plantes contre les attaques de microbes, de virus et de nématodes pathogènes (Chowdhury *et al.*, 2015). De même, la souche QST 713 de *Bacillus amyloliquefaciens* précédemment désignée sous le nom de *Bacillus subtilis* QST 713 produit des iturines, des fengycines, des surfactines, des bacillaenes, des difficidines et des éricines qui peuvent constituer une partie du mode d'action de cette souche (Anastassiadou *et al.*, 2021).

Bacillus pumilus QST 2808 est un exemple d'action multiple. En effet, il empêche la germination des spores fongiques sur les plantes en formant une barrière physique entre les spores et la surface de la feuille. La bactérie colonise alors les spores fongiques. Par ailleurs, un sucre aminé présent dans la fermentation inhibe la synthèse de la paroi cellulaire chez les champignons et les bactéries, ce qui entraîne la destruction de l'intégrité cellulaire et la mort des cellules pathogènes. En outre, les cellules bactériennes rivalisent efficacement avec les agents pathogènes des plantes pour l'espace et les nutriments, en particulier lorsque les nutriments sont disponibles là où les nutriments sont rares, comme à la surface des feuilles. De plus, *Bacillus pumilus* QST 2808 peut induire une résistance systémique acquise (SAR) chez les plantes, ce qui rend les plantes plus résistantes à une variété de pathogènes (European Food Safety Authority, 2013b).

Trichoderma est un agent de biocontrôle avec de multiples modes d'action tels que la compétition, la résistance induite, la solubilisation des nutriments inorganiques des plantes inorganiques et l'inactivation des enzymes du pathogène impliqués dans le processus d'infection et le mycoparasitisme. Plusieurs chercheurs ont démontré que *Trichoderma* spp. produit des enzymes de dégradation de la paroi cellulaire, notamment des chitinases, des glucanases, des protéases, des antibiotiques et des peptides antibiotiques, tels que les peptaïbols, pour combattre l'agent pathogène (Trivedi *et al.*, 2016). En particulier, *T. atroviride* et *T. harzianum Rifai* strains T-22 et ITEM-908 combineraient différents modes d'action : le mycoparasitisme par la production d'enzymes (chitinases ou glucanases) qui dégradent les parois des cellules fongiques, la production de protéases qui inactivent les enzymes hydrolytiques produites par les pathogènes (seulement pour *T. atroviride*), l'antibiose *via* la production de mycotoxines inhibant la germination des spores des pathogènes, la compétition pour les nutriments et finalement l'induction de réponses de défense dans les plantes (European Food Safety Authority, 2012a ; 2013e).

En revanche, d'autres champignons tel que *Ampelomyces quisqualis* agissent essentiellement comme mycoparasites sur les organes sexués des oïdiums et les hyphes mycéliens (Kiss, 1998 ; Arena *et al.*, 2017). Généralement, le mycoparasite reconnait spécifiquement sa cible, pénètre dans l'organisme et en colonisant les cellules du bioagresseur, détruit l'agent pathogène.

Une revue, récente, a fait le point sur les modes d'action de bactéries de la phyllosphère pouvant être utilisées pour le biocontrôle (Legein *et al.*, 2020). L'ensemble des bactéries citées, outre leur action de protection de la plante, peuvent permettre à la plante de s'adapter à divers stress.

Comme décrit sur la Figure 16-9, les bactéries agissent principalement par antibiose en produisant divers métabolites secondaires (lipopeptides, surfactine, fengycines, herbicoline, etc.) et des enzymes hydrolytiques (hydrolase, chitinase) qui dégraderont la paroi des champignons phytopathogènes et empêcheront la formation des hyphes. Des effets similaires peuvent aussi être obtenus avec les espèces de champignons utilisés en biocontrôle. Les bactéries agissent également sur la transcription de gènes en perturbant des signalisations cellulaires (*quorum sensing* et *quorum quenching*). Les bactéries et champignons de biocontrôle peuvent être des compétiteurs pour les nutriments et la niche écologique des agents phytopathogènes. Certaines bactéries modulent les niveaux hormonaux des plantes, soit en synthétisant des phytohormones, soit en les régulant.

Plusieurs microorganismes de biocontrôle sont capables de faire de la compétition nutritionnelle et spatiale, en inhibant et réduisant le développement des bioagresseurs suite à leur capacité à prélever et à utiliser rapidement des nutriments dans leur environnement. Ce mode d'action est assez efficace contre les champignons phytopathogènes en empêchant leur prolifération sur la plante (par ex. *B. cinerea, Fusarium*). Différentes espèces de Trichoderma, ou *Aureobasidium pullulans*, voire de Bacillus, possèdent ce mode d'action combiné ou non (Tableau 16-6). Trichoderma et des bactéries du genre streptomyces, en produisant des enzymes, dégradent les parois du bioagresseurs et s'en nourrissent.

Un dernier mode d'action des bactéries antifongiques de biocontrôle, indirect, est leur capacité à induire une réponse systémique des défenses de la plante (ISR) qui conduit à une protection de la plante contre divers agents pathogènes. Ce mode d'action est retrouvé pour des champignons de la liste de biocontrôle (Trichoderma, levures, oomycètes) et des produits utilisés spécifiquement pour stimuler les défenses des plantes comme la laminarine, le COS-OGA ou l'extrait de levure, qui conduiront à une résistance systémique acquise (*Systemic Acquired Resistance* - SAR) de la plante.

Parmi les substances naturelles, il en existe des simples comme le cerevisane (extrait de paroi de levure) ou plus complexe comme le COS-OGA (Chitooligosaccharides-Oligogalacturonides). Les modes d'action sont essentiellement basés sur l'induction de la défense naturelle des plantes (European Food Safety Authority, 2014a ; van Aubel *et al.*, 2016). Ces deux composés ont une faible écotoxicité (European Food Safety Authority, 2014a ; 2014b).

Le mécanisme de résistance induite (ISR ou RSI) peut provenir de l'action de microorganismes sur la plante qui déclenche ce phénomène, lequel peut être local (*Local Acquired Résistance* - LAR), ou systémique et généralisé à l'ensemble de la plante (SAR), avec parfois l'apparition de nécroses locales (phénomène d'hypersensibilité), pour les deux types de protection. Globalement les défenses déclenchées dans la plante conduisent à trois types de défenses (Figure 16-10) :

- La production de protéines liées à la pathogénicité (*Pathogenesis Related proteines*, PR protéines) qui sont généralement des enzymes hydrolytiques des parois des agents phytopathogènes (chitinases, glucanases, etc.),
- Le renforcement des défenses pariétales de la plante hôte, avec un renforcement des parois, synthèse de callose et de lignines par exemple,
- La synthèse de molécules toxiques pour le bioagresseur (phytoalexines) dont la nature chimique peut être variée (par ex. polyphénols).

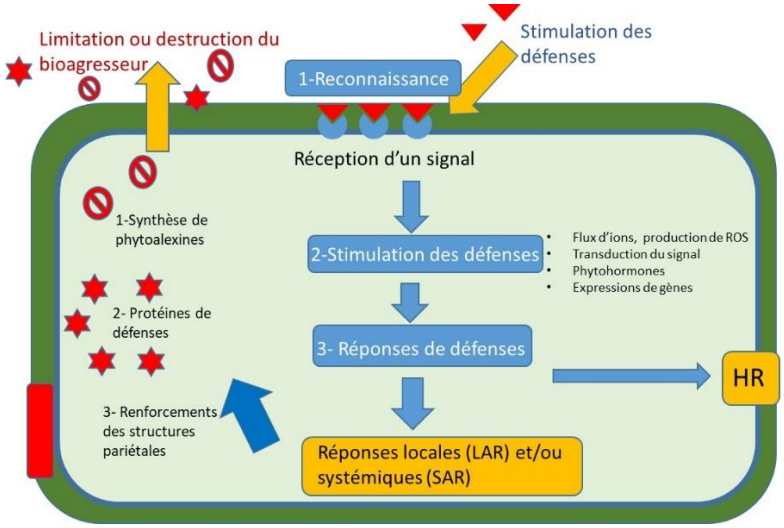


Figure 16-10. Schéma simplifié de la stimulation des défenses chez une plante.

Les boîtes bleues représentent les étapes d'activation des défenses. Les triangles rouges illustrent un stimulateur se fixant sur un récepteur de la plante pour déclencher la cascade de signaux. Les étoiles rouges, la barre rouge et les sigles « accès interdit » illustrent les trois lignes de défenses de la plante. HR : réponse d'hypersensibilité.

La mise en place de ces phénomènes de défenses nécessite que le produit de biocontrôle mime soit l'attaque d'un agent pathogène en déclenchant la perception par la plante de PAMP ou MAMP (*Pathogenesis-Associated Molecular Pattern* ou *Microbial-Associated Molecular Pattern*) *via* des récepteurs, soit la dégradation de l'intégrité des cellules végétales DAMP (*Damaged Associated Molecular Pattern*). Typiquement, un produit comme le COS-OGA combine ces deux types d'action, alors que les extraits de levures agissent plutôt *via* des PAMP et MAMP uniquement, de même que la laminarine. L'écorce de saule, qui contient de l'acide salicylique, une phytohormone impliquée dans la signalisation des défenses, agira plus directement, sur la cascade de signalisation dans la cellule végétale.

L'ensemble du processus de la mise en place des défenses de la plante est complexe et peut se résumer par des réponses cellulaires précoces qui impliquent des modifications des flux d'ions et la production de formes actives d'oxygène (ROS), de nombreuses phosphorylations et déphosphorylations (*mitogen-activated protein kinase*, MAPKKK, MAPKK, ou MAPK). La seconde étape implique des signalisations hormonales (acide salicylique, jasmonate, éthylène) qui vont permettre *in fine* l'activation de la transcription de gènes de défense et la production de protéines impliquées dans les défenses (PR protéines, phytoalexines, enzymes de renforcement des parois végétales) (Figure 16-10)

Une plante dont les défenses sont stimulées est capable de résister à l'attaque d'agents pathogènes, si sa réponse à l'attaque est rapide, ou si elle est en état de veille (effet potentialisateur ou priming) et prête à mobiliser rapidement ses défenses.

Parmi les produits fongicides, les phosphonates (phosphonate de potassium et phosphonate de disodium) avec leur propriété de systémie ascendante et descendante (dans le phloème et le xylème de la plante) et leur grande solubilité, s'avèrent efficaces contre différents bioagresseurs (bactéries, champignons, oomycètes). Ils possèdent une double action fongicide avec un effet anti-germinatif et une inhibition de la libération des zoospores, mais ils possèdent aussi une action de stimulateur des défenses des plantes.

La stimulation des défenses de plantes conduit à la production d'enzymes hydrolytiques de type PR protéines (plus de 17 protéines) qui sont aussi produits dans des plantes résistantes aux agents pathogènes par amélioration génétique. Toutefois la question est posée du risque de l'accumulation de ces PR protéines dans l'alimentation et du risque d'allergie (Curioni *et al.*, 2021).

7.2.3. Impact des microorganismes biofongicides sur la biodiversité et l'environnement

Comme les évaluations générales de la biodiversité peuvent ne pas révéler des impacts significatifs sur le plan fonctionnel, des analyses détaillées des communautés microbiennes sont nécessaires pour évaluer de manière sensible l'impact des pratiques de gestion des ravageurs sur l'écosystème du sol. En particulier, l'identification des taxons indicateurs et clés de voûte est utile pour évaluer les changements dans le fonctionnement de l'écosystème du sol. En outre, de multiples facteurs de stress tels que les engrais, le travail du sol et le compactage du sol peuvent se confondre avec l'impact des PPP et renforcer les changements dans les propriétés biotiques et abiotiques du sol (Rillig *et al.*, 2019 ; Fournier *et al.*, 2020).

Les microorganismes utilisés en biocontrôle comme fongicides peuvent montrer différents effets sur la biodiversité et l'environnement :

- En produisant de nombreuses molécules volatiles et des composés solubles, ils peuvent promouvoir la croissance des plantes,
- fournir un contrôle vis-à-vis de divers agents pathogènes au niveau de la rhizosphère,
- et participer ainsi à une meilleure gestion des cultures en modulant potentiellement la biodiversité du sol.

Effet sur les populations microbiennes

Une étude récente (Fournier *et al.*, 2020) a évalué l'impact sur les populations microbiennes de deux fongicides conventionnels (fosétyl-aluminium et chlohydrate de propamocarbe) et d'un biopesticide à base de *Clonostachys rosea (*par ex. *Gliocladium catenulatum)*. Ce dernier, un antifongique (1,72 t vendues de 2018 en France), fait actuellement l'objet d'un suivi en pharmacovigilance par l'Anses. À partir d'une étude par HTS (TNA *based High throughout sequencing analysis*) pour évaluer l'évolution de la communauté microbienne du sol, les auteurs montrent que le biofongicide et les PPP de synthèse aux doses standards ont peu ou pas d'effet. En revanche, le biofongicide à des doses fortes peut influencer les propriétés physico-chimiques du sol même après une seule application et modifier les fonctions des communautés microbiennes. Il favorise le nombre de protéobactéries, firmicutes et actinobactéries, et diminue les acidobactéries mais il n'a pas d'effet sur les communautés fongiques et de protistes. Il ressort que les traitements peuvent modifier le fonctionnement des sols agricoles, mais des études sur l'impact des fongicides sur le fonctionnement des sols sont encore nécessaires. A l'inverse, une étude menée en serre avec *B. subtilis* sur concombre et trois types de sol, contre un fusarium, ne révèle pas d'effets significatifs sur le microbiote de la rhizosphère en milieu sableux et limoneux, excepté en milieu argileux (Li *et al.*, 2016). Récemment, l'application au sol de *B. subtilis* sur chrysanthème, comparée à un fongicide conventionnel (dazomet), montre moins d'effet du produit de biocontrôle sur l'activité du sol, et le produit de biocontrôle augmente significativement le ratio bactéries/ champignons, les activités uréases et phosphatases du sol (Chen *et al.*, 2018). Une évaluation des effets de *Trichoderma atroviride* sur les communautés microbiennes du sol révèle que si la diversité microbienne est légèrement modifiée à court terme, à plus long terme (9 mois) les communautés fongiques et bactériennes sont identiques à celles des sols non inoculés (Cordier et Alabouvette, 2009). Le peu d'effet de *T. atroviride*, à long terme, est renforcé par une étude menée dans le vignoble en Italie, qui montre un impact sur les communautés microbiennes du sol deux semaines après inoculation, mais rien de majeur à plus long terme, où les conditions environnementales ont plus d'effet que le champignon (Savazzini *et al.*, 2009).

Bacillus

Les bactéries du genre *Bacillus* possèdent de multiples avantages pour les espèces végétales et peuvent avoir un impact sur la plante et son environnement proche. Ces microorganismes sont capables de fixer l'azote atmosphérique, de solubiliser divers éléments du sol (phosphore, potassium, zinc inorganique), de produire des phytohormones et des antibiotiques. Concernant le phosphore organique ou inorganique, il peut être mobilisé grâce à des phosphatases produites par des *Bacillus*, ou solubilisé à l'aide d'acide organique (ex. acide oxalique). Les *Bacillus* sont décrits comme pouvant stimuler aussi bien la croissance des plantes que les défenses, avec une double action de stimulateur de défenses et/ou de biostimulant (favorise l'absorption de nutriments) (Islam *et al.*, 2016c). Mia *et al.* (2010) ont montré que certains *Bacillus*, en produisant une phytohormone (acide indole 3-acétique, AIA), favorisent la croissance latérale de racines et de poils absorbants, permettant ainsi de mieux absorber les nutriments et l'eau. D'autres *Bacillus* sont capables de dégrader un précurseur de l'éthylène, à l'aide d'une désaminase (Islam *et al.*, 2016b), ce qui permet de réduire la production de cette hormone (impliquée dans les réponses aux stress) et de favoriser la croissance racinaire.

Certains Bacillus consacrent jusqu'à 8% de leur matériel génétique à la synthèse de composés antimicrobiens (enzymes lytiques, antibiotiques, lipopeptides, polykétides). Parmi ces molécules, les lipopeptides sont aussi capables de déclencher des mécanismes de défense des plantes (Chen *et al.*, 2009 ; Cawoy *et al.*, 2014 ; 2015). Toutefois peu d'études décrivent les effets des *Bacillus* sur la biodiversité (*cf.* Section 7.1.2).

A noter qu'il a été rapporté que *B. pumilus* a la capacité de dégrader le chlorpyrifos (un insecticide), une matière active ayant des effets neurotoxiques chez l'homme (Islam *et al.*, 2016b).

B. amyloliquefaciens

Un effet transitoire ou négligeable sur les populations microbiennes rhizosphériques ou du sol

Krober *et al*. (2014) ont étudié l'impact de *B. amyloliquefaciens* FZB42 sur la communauté rhizosphérique indigène par séquençage du métagénome. Les communautés microbiennes de la rhizosphère de laitues traitées avec *B. amyloliquefaciens* FZB42 et de plantes non traitées ont été profilées par séquençage à haut débit de l'ADN. *B.*

amyloliquefaciens FZB42 est présent dans la rhizosphère pendant les cinq semaines de l'essai au champ. La comparaison des profils des communautés taxonomiques n'a révélé que des changements marginaux après l'application de cette souche. Par ailleurs, les traitements à base de *B. amyloliquefaciens* (SN16-1) ont une influence transitoire sur la communauté de la rhizosphère, conformément à l'étude précédente (Krober *et al.*, 2014).

Des expériences sur tomates sous serres en hydroponie, avec des groupes traités avec les souches SN16-1, indiquent que ces souches ont exercé une forte pression sur la structure de la communauté rhizosphérique. Cependant, la structure s'est rétablie et la divergence a diminué au bout de 40 jours. Ainsi, l'inoculat SN16-1 a modifié temporairement la structure et la diversité de la communauté de la rhizosphère indigène, en induisant des microorganismes rhizosphériques pour un effet synergique sur *Fusarium oxysporum* f.sp. *lycopersici* (Wan *et al.*, 2018).

Par ailleurs, l'étude de Tian *et al.* (2018) révèle que la souche TB6 induit une diminution de l'abondance et de la diversité des champignons, améliore les activités uréase, catalase et phosphatase, et diminue l'activité cellulase du sol de la rhizosphère du ginseng (*Panax ginseng*).

B. amyloliquefaciens BNM122 montre un effet moindre sur la communauté microbienne du sol rhizosphérique que l'effet observé avec des fongicides conventionnels (semences traitées avec les fongicides thirame (35%) et carbendazime (15%) aux doses recommandées par le fabricant (Correa *et al.*, 2009)).

B. subtilis

Un effet réduit sur les communautés bactériennes rhizophériques

Au cours d'une étude sur la rhizosphère du concombre dans trois différents types de sol pendant une durée de 32 jours après inoculation, aucune différence significative n'a été trouvée entre les communautés microbiennes indigènes et les sols traités par la souche B068150, sauf dans la communauté bactérienne des sols rhizophériques argileux. Il n'y avait pas non plus de différences significatives dans la diversité microbienne entre le témoin et la rhizosphère du concombre inoculée avec *B. subtilis* B068150 pendant 91 jours (Li *et al.*, 2016).

Dans le cadre d'une étude comparative biocontrôle *versus* PPP de synthèse sur culture de chrysanthème, *Bacillus subtilis* NCD-2 a augmenté de manière significative l'abondance des Rhizobiales et d'une espèce de Mariniflexile, et a diminué l'abondance du *F. oxysporum* par rapport au traitement de synthèse (dazomet). Le profilage de la diversité basé sur une électrophorèse sur gel en gradient dénaturant (DGGE) a indiqué que l'application des deux traitements affectait de manière significative la structure des communautés de bactéries et de champignons, et notamment entraînait une diminution de la richesse en espèces fongiques pendant les deux années d'expériences. Mais l'application du traitement de synthèse a inhibé de manière significative les activités enzymatiques de l'uréase et de la catalase. En revanche, l'application du traitement à base de la souche de *B. subtilis* a significativement augmenté les activités uréase et phosphatase acide. Cet effet est probablement lié à l'activité des antagonistes des agents pathogènes qui se développent lors de ce traitement. Ces résultats suggèrent que l'effet global sur le microbiote du sol de la rhizosphère des chrysanthèmes était moins fort avec le traitement avec *B. subtilis* qu'avec le traitement chimique conventionnel (Chen *et al.*, 2018).

Les traitements biologiques *Bacillus subtilis* GB03 (Kodiak ; Bayer CropScience, Research Triangle Park, NC), *Burkholderia ambifaria* type Wisconsin isolat J82 (Trichoderma virens (SoilGard 12G ; CertisUSA, Inc., Columbia, MD) et la souche T-22 de *Trichoderma harzianum* (RootShield ; BioWorks, Inc., Geneva, NY), et chimiques (une combinaison de thiophanate-méthyle, de mancozèbe et de cymoxanil) ont des effets significatifs sur l'ensemble des communautés microbiennes du sol, selon des résultats basés sur les populations de microorganismes cultivables, les profils d'utilisation du substrat d'une seule source de carbone et les profils des esters méthyliques d'acides gras. Les traitements bactériens ont généralement entraîné une augmentation de l'activité microbienne et de l'utilisation du substrat (Larkin, 2016).

Coniothyrium minitans

Selon une étude de Zeng *et al*. (2012), les populations de C*. minitans, Trichoderma* et *Streptomyces* spp sont stables tout au long de la saison. Le maintien de populations élevées de BCA est la clé d'un contrôle efficace des

sclérotes. Mais la population de *C. minitans* a diminué progressivement au cours de la saison et elle pourrait continuer à diminuer pendant l'hiver (Zeng *et al.*, 2012).

Par ailleurs, *C. minitans* pulvérisé sur des racines de colza survit bien sur les pétales de fleurs pendant cinq jours suggérant que *C. minitans* peut être appliqué sur le colza pendant la période de floraison pour protéger les pétales de la colonisation par les ascospores de *S. sclerotiorum* et ainsi réduire les maladies sclérotiques sur cette culture (Yang *et al.*, 2007).

Clonostachys rosea

Au cours d'une étude comparative de l'impact, en mésocosme, de *Clonostachys rosea* et de deux fongicides conventionnels (fosétyl-aluminium et chlohydrate de propamocarbe), la diversité bactérienne a augmenté dans tous les traitements au cours de l'expérience (Fournier et al., 2020). En revanche, la diversité des champignons a diminué avec le temps, bien qu'aucune différence significative n'ait pu être observée entre les traitements. La diversité des protistes a aussi eu tendance à diminuer. Les fongicides conventionnels n'ont pas eu d'impact significatif sur la diversité des trois groupes taxonomiques étudiés. Les applications de *C. rosea* ont modifié la composition des communautés bactériennes au cours des 10 premiers jours de l'expérience et du 10ème au 150ème jour, la composition de la communauté bactérienne n'a été affectée que par l'application de doses plus élevées de *C. rosea*. La composition de la communauté fongique dans la modalité à forte dose différait de celle du témoin, alors qu'aucun changement significatif n'a été observé dans tous les autres traitements. La composition de la communauté de protistes a différé de celle du témoin tout au long de l'expérience quand la dose de *C. rosea* est multipliée par dix et ou avec les fongicides conventionnels, tandis qu'aucun effet n'a pu être détecté quand la dose de *C. rosea* est multipliée par trois ou est normale. Cet effet était fort et relativement durable (jusqu'à 150 jours), et pouvait altérer le fonctionnement des sols agricoles. Comme les évaluations générales de la biodiversité peuvent ne pas révéler des impacts significatifs sur le plan fonctionnel, des analyses détaillées des communautés microbiennes sont nécessaires pour évaluer de manière sensible l'impact des pratiques de gestion des ravageurs sur l'écosystème du sol.

Les deux inoculats *Clonostachys rosea et Glomus intraradices* ont nettement influencé la biomasse microbienne des différents groupes de microorganismes. L'inoculation avec *G. intraradices* a augmenté la plupart des groupes de microorganismes tandis que *C. rosea* augmentait la biomasse microbienne totale et surtout celle des bactéries Gram-positives. La suppression des protozoaires par l'inoculation de *C. rosea* peut être causée par la réduction de la base alimentaire des protozoaires, ce qui pourrait également indiquer que les protozoaires sont plus dépendants des bactéries Gram-positives comme source alimentaire que des bactéries Gram-négatives. Une autre explication de la suppression des protozoaires par *C. rosea* pourrait être que les protozoaires sont sensibles aux toxines de *C. rosea*. Cependant, les deux explications sont spéculatives à ce stade et des recherches supplémentaires sont nécessaires pour clarifier le mode d'interaction entre les protozoaires et *C. rosea* (Ravnskov *et al.*, 2006).

Phlebiopsis gigantea

Parmi les études portant sur la persistance de *Phlebiopsis gigantea* sur des souches d'arbre de *Pinus abies* traitées, Vasiliauskas *et al*. (2004 ; 2005) ont rapporté que la richesse en espèces de champignons était plus faible dans les souches traitées. De plus, Sun *et al*. (Sun *et al.*, 2013) révèlent que les communautés bactériennes différaient entre les souches d'arbres traitées et non traitées par *P. gigantea*. Le traitement par *P. gigantea* réduit considérablement la richesse bactérienne des souches d'épicéa au stade initial de la décomposition. Avec le temps, la communauté bactérienne s'est progressivement rétablie et les effets négatifs sur la diversité microbienne de *P. gigantea* ont été atténués.

Trichoderma

Plusieurs études sur la persistance des Trichoderma sont disponibles. Elles ont notamment montré que l'incorporation de *Trichoderma asperellum* 04-22 dans le terreau a permis de lutter avec succès contre *Phytophthora ramorum* dans des conditions sous serre. Les populations de *Trichoderma asperellum* par gramme de sol ne changent pas de façon significative dans le temps jusqu'à 12 semaines (Widmer et Shishkoff, 2017).

Les méthodes de suivi utilisées dans une étude sur cacoyers ont permis de vérifier directement la présence de l'agent de biocontrôle et sa distribution dans la parcelle jusqu'à deux ans après les traitements. Pour la première fois, les résultats ont démontré que les propagules de *Trichoderma* sont restées constamment plus abondantes dans les coussins floraux des cacaoyers que dans le sol ou même dans l'écorce (Deberdt *et al.*, 2008).

D'autres études sur l'effet *T. atroviride* sur microorganismes du sol ont montré que l'introduction de la souche I-1237 a entraîné une légère augmentation de la densité des populations fongiques, qui était significative trois jours après l'inoculation. Cette différence a disparu avec le temps en raison d'une augmentation globale de la densité fongique dans le sol témoin. Trois jours après l'inoculation du I-1237, la structure de la communauté bactérienne était significativement différente dans les sols inoculés et les sols témoins. Ainsi, dans le sol inoculé, la structure des communautés bactériennes a été légèrement modifiée, 21 jours après l'inoculation mais, après trois mois d'incubation, elle est redevenue similaire à celle observée dans le sol témoin. Les résultats permettent de conclure que le I-1237 n'a pas affecté durablement la structure de la communauté fongique même s'il est bien établi dans les sols jusqu'à la fin de l'expérience (Cordier et Alabouvette, 2009).

Trichoderma harzianum T-22 modifie aussi les communautés de microorganismes dans la rhizosphère de la carotte. Après son application, la taille de la population de rhizobactéries, y compris *Bacillus sp.* et *Pseudomonas sp*., était plus importante que dans le témoin. Chacune des préparations testées dans cette étude, en particulier Trianum P (*Trichoderma harzianum*), a réduit la taille de la population fongique de la rhizosphère (Patkowska *et al.*, 2020).

De plus, une expérience sur un sol de vignoble italien confirme le comportement de Trichoderma et la dynamique de la population microbienne. En effet, même si un changement majeur dans les populations microbiennes était observé juste après l'inoculation, le BCA n'aurait pas d'effet sur la structure de la population bactérienne pendant une très longue période. En fait, les profils de diversité microbienne (par analyse d'espaceur intergénique ribosomal (ARISA)) des échantillons de sol non traités prélevés au cours des deuxième, cinquième et neuvième semaines après l'inoculation, n'étaient pas significativement différents des profils des échantillons traités. La diversité de la composition bactérienne a atteint les mêmes niveaux que dans les échantillons non traités (indice de Shannon). La communauté bactérienne a changé au cours des trois mois de l'expérience. Ce changement comprenait également des variations saisonnières et un effet temporel. Les profils de population de la neuvième semaine après l'inoculation étant les plus différents des profils pré-inoculation. L'application de *T. atroviride* SC1 n'a pas affecté de manière significative la communauté fongique du sol pendant une longue période (Savazzini *et al.*, 2009).

Pseudomonas

L'inoculant Pseudomonas RU47 a également montré des effets dépendants de l'espèce végétale (sur des études réalisées sur laitue et pomme de terre) sur la composition de la communauté bactérienne de la rhizosphère. En effet, sur la base des empreintes DGGE et des valeurs obtenues par la comparaison des empreintes du témoin et du traitement avec RU47, les effets de RU47 étaient en moyenne plus faibles et non significatifs dans la rhizosphère de la pomme de terre par rapport à la rhizosphère de la laitue. Par ailleurs, un effet significatif du type de sol a été observé pour la laitue, contrairement à la rhizosphère de la pomme de terre qui présentait une plus grande hétérogénéité entre les répétitions. Un effet « sol » est aussi souligné, l'inoculation avec RU47 n'a entraîné que de petits changements dans la communauté de Pseudomonas qui n'étaient significatifs que pour la laitue dans un sol alluvial. Finalement, la présence additionnelle de *R. solani* AG3 (pomme de terre) ou AG1-IB (laitue) a changé de façon significative la communauté de Pseudomonas (Schreiter *et al.*, 2018).

P. oligandrum

Une étude réalisée sur culture hydroponique de tomates montre que *Pythium oligandrum* colonise et persiste dans la rhizosphère même si une microflore bactérienne indigène complexe et dense s'était préalablement établie dans cet écosystème. Un changement transitoire a été observé après l'inoculation des racines par *P. oligandrum*, ainsi *P. oligandrum* n'affecte pas durablement les communautés bactériennes indigènes même si l'oomycète colonise la rhizosphère au cours de la saison culturale. Les observations faites confirment que la résilience d'une microflore bien établie permet de supporter l'introduction d'un agent de biocontrôle. Il est également montré

qu'indépendamment de la présence de l'agent de biocontrôle, les communautés bactériennes indigènes des racines et des solutions évoluent tout au long de la saison culturale. Cependant, cette évolution de la structure des communautés bactériennes, probablement due à des changements d'espèces bactériennes dans les communautés indigènes, n'a pas d'effet négatif sur la qualité de l'eau (Vallance *et al.*, 2012).

Chitosan

Le chitosan utilisé pour la protection biologique du haricot d'Espagne, du soja et du haricot commun a augmenté de manière significative la population de bactéries *Bacillus* et *Pseudomonas*, tout en réduisant le nombre de champignons dans la rhizosphère de ces plantes (Patkowska *et al.*, 2020).

Effet sur/avec les macroorganismes (vers de terre, insectes, auxiliaires)

La littérature est très parcellaire concernant les effets sur les macroorganismes, mais il a été noté que l'utilisation de fortes doses de *B. amyloliquefaciens*, avec des concentrations du même ordre de grandeur que les doses aux champs, n'était pas nocive pour les deux espèces de vers de terre testées dans le cadre de cette étude, (*Aporrectodea longa (Ude)* et *Aporrectodea caliginosa* (Savigny)). La souche testée n'a pas d'impact négatif sur la survie, la croissance ou la reproduction chez ces deux des espèces de vers de terre communes dans les sols agricoles suédois, lorsque ces vers de terre sont exposés à la bactérie par un contact externe de courte durée avec une concentration élevée (trempage), un contact externe de longue durée avec une dose plus faible (mélange dans le sol) et un contact avec l'intestin (alimentation avec des feuilles) (Lagerlof *et al.*, 2015). En revanche, des études ont montré que *Bacillus thuringiensis* subsp. *kurstaki* avait des effets négatifs sur les abondances de chenilles et des adultes de certaines espèces de papillons de nuit (Boulton *et al.*, 2002). *Trichoderma harzianum* et *Pythium oligandrum* ont des effets moins marqués que les fongicides de synthèse sur les acariens oribates (Al-Assiuty *et al.*, 2014).

Parmi les produits de biocontrôle, certains contiennent de l'argile calcinée ou de la kaolinite (par ex. silicate d'aluminium, répulsif, insecticide). Cette matière naturelle est utilisée aussi pour la formulation de biopesticides, mais les hyménoptères vecteurs de biopesticides sont exposés à ce produit. Une étude réalisée sur le *Bombus terrestris* ne permet pas de constater d'effet létal direct du kaolin sur le bourdon, mais le kaolin peut induire une perte d'eau et ainsi réduire la survie du bourdon à 28°C. Sur bourdons (*Bombus terrestris*), un biofongicide contenant du kaolin et des champignons (*Clonostachys rosea* ou *Beauveria bassiana*) a conduit à augmenter la perte d'eau cuticulaire des insectes, à réduire leur survie, voire à provoquer leur mortalité à cause de la présence de spores entomopathogènes de *B. bassiana*. Ils montrent aussi que des matériaux inertes peuvent présenter des risques pour des entomovecteurs (Karise *et al.*, 2016a). Cette méthode d'entomovection d'agent de lutte biologique par des bourdons est plébiscitée pour des utilisations en serre contre *Botrytis cinerea* sur fraisier avec (*Clonostachys rosea*) (Van Delm *et al.*, 2015). Le kaolin n'a pas d'effet sur les coccinelles (Karagounis *et al.*, 2006), mais une diminution de l'abondance et de la richesse spécifique des communautés et une modification de la structuration des communautés des punaises, coléoptères, araignées a été observée (Marko *et al.*, 2010). Certaines préparation commerciale (Prestop-Mix) contenant du kaolin ne montre pas le même effet létal (Karise *et al.*, 2016b).

Dans une expérience au champ menée pendant deux saisons, l'efficacité et la phytotoxicité de fongicides inorganiques tels que soufre mouillable, soufre de chaux, cuivre, silicium et de bicarbonate (ou hydrogénocarbonate) de potassium pour lutter contre la tavelure du pommier a été évaluée. Outre l'augmentation du rendement de chaque cultivar testé, les produits étudiés n'ont pas affecté la densité estivale de l'acarien prédateur d'acarien phytophage *Typhlodromus pyri* mais impactent significativement les populations de mai à juin (Jamar *et al.*, 2008).

Plusieurs études décrivent la colonisation des plantes par des champignons et bactéries non pathogènes qui peuvent entraîner une résistance systémique induite (RSI) dans la plante hôte (ex. *Trichoderma*). La résistance induite est un mécanisme de biocontrôle médié par la plante, où l'agent de biocontrôle et l'agent phytopathogène

n'entrent pas en contact physique l'un avec l'autre (Ownley *et al.*, 2010). Par exemple, sur tomate et d'autres espèces, *Beauveria bassiana* (champignon entomopathogène, bioinsecticide) ne se limite pas à la croissance en tant qu'endophyte. Après le traitement de semence, le champignon est retrouvé sur les surfaces extérieures de la plante, en particulier au niveau des nouvelles feuilles. Une étude de laboratoire montre que *B. amyloliquefaciens*, en émettant des molécules volatiles (COV), outre une efficacité anti-pathogènes, serait capable de promouvoir la croissance de la plante et la production d'exsudat racinaire. La question demeure quant à l'effet des COV sur des organismes non cibles (Asari *et al.*, 2016). Plusieurs articles font état d'effets des agents de biocontrôle de type microorganisme sur la résistance de la plante avec production d'enzymes oxydantes (catalase, oxydases), de PR protéines (souvent des enzymes hydrolytiques) et une reprogrammation des gènes (Chandrasekaran *et al.*, 2017 ; Duke *et al.*, 2017).

Les phosphonates de potassium ou de disodium libèrent de l'acide phosphoreux qui peut s'accumuler dans différents organes de la plante (fruits, bourgeons), tout comme certains fertilisants (Malusa et Tosi, 2005). Toutefois, au niveau environnemental, une étude australienne ne montre aucun effet des traitements avec des phosphonates sur la structure de la végétation, et la fonctionnalité des zones impactées serait maintenue (Barrett et Rathbone, 2018). Un auteur plus critique décrit un impact sur la biodiversité pour les plantes adaptées à des sols pauvres en phosphore et demande de trouver des alternatives aux phosphonates (Lambers *et al.*, 2013). D'une manière générale, le phosphonate de potassium a une faible écotoxicité (European Food Safety Authority, 2012d), tandis que le phosphonate de disodium est modérément toxique pour la plupart des organismes de l'environnement (oiseaux, vers de terre, poissons, invertébrés aquatiques, organismes vivants dans les sédiments) sauf pour les abeilles et les mammifères pour lesquels il présente une faible écotoxicité (European Food Safety Authority, 2013c). Ainsi, les phosphonates semblent être un sujet à controverses.

L'hydrogénocarbonate de potassium, quant à lui, est une substance commune dans les sols, il a une faible écotoxicité (Alvarez *et al.*, 2021a).

Effets sur le milieu aquatique

Il est rapporté que certaines huiles essentielles (Melaleuca ou Artemisia, non homologuées en France) ont un effet toxique sur les invertébrés aquatiques (daphnies) et les algues vertes unicellulaires. Rappelons qu'un produit comme la roténone (qui a été interdite à la suite de l'examen relatif à l'inscription à l'annexe I de la directive 91/414/CEE - décision n°2008/317/CE du 10 avril 2008 (Commission européenne, 2008)) est toxique pour les mammifères, les poissons et les insectes (Chaudhari *et al.*, 2021) (cf. Encadré Roténone, section 2.2.3).

Persistance et biodisponibilité

Il semble que la plupart des microorganismes utilisés en biocontrôle soient peu persistants, mais cela varie selon l'agent et le site considéré (Kohl *et al.*, 2019b). Par exemple, *Trichoderma atroviride* devient une part de la communauté microbienne dans les vignobles après inoculation, mais il décline après une période de deux ans dans le sol. *Coniothyrium mimitans* serait un pauvre compétiteur et il n'est retrouvé qu'à de faibles niveaux dans des micro-sites en association avec son hôte. Cependant, il peut survivre jusqu'à 750 jours en absence de son hôte, certainement lié à sa survie (spore en dormance). *Bacillus amyloliquefaciens* resterait stable une vingtaine de jours après l'inoculation, mais à 120 jours il en resterait moins d'1%.

A titre d'exemple pour le biocontrôle, citons une revue sur les toxines de *Bacillus thuringiensis* (insecticides) considérées comme sans danger pour l'environnement, qui montre qu'elles peuvent rester de quelques semaines à plusieurs années dans l'environnement, immobilisées dans des sédiments ou séquestrées dans des algues (90% de l'activité insecticide retrouvé 22 jours après l'application) (*cf.* Section 5.1). Selon la toxine considérée, en contact avec la litière de feuilles, les demi-vies sont comprises entre 2 jours et 3 semaines (Bruhl *et al.*, 2020). Mais les aspects transferts sont peu documentés par manque de méthodes adaptées et adoptées. Des approches de méta-métabolome des sédiments, ou des empreintes métaboliques environnementales, sont nécessaires pour détecter les perturbations induites par ce type de produit (Salvia *et al.*, 2018). Cet article est symptomatique du peu de

travaux réalisés et publiés sur la persistance des produits de biocontrôle et de leur impact possible sur les compartiments air, sol et eau. De nouvelles formulations sont actuellement à l'essai permettant une meilleure efficacité des produits, dont les nanoparticules. Récemment, des auteurs ont fait le point sur les huiles essentielles et ont proposé, suite à leur faible persistance (un jour à moins d'un mois) et à leur volatilité, d'utiliser la nanoencapsulation pour améliorer leur efficacité et leur persistance (Chaudhari *et al.*, 2021). Devant le risque possible lié à cette nouvelle forme de formulation, en Europe, tout nanopesticide doit passer par un processus d'évaluation des risques et d'autorisation rigoureux avant d'être mis sur le marché (EFSA Scientific Committee *et al.*, 2018). À noter que des nanoparticules ont été décrites comme ayant une action négative sur les vers de terre (réduction de poids, de fertilité etc.) (Zeb *et al.*, 2020).

Quelles nouvelles pistes pour les biofongicides de demain ?

Un produit de biocontrôle associé à un fertilisant : pour l'utilisation du biocontrôle en serre (hors sol), une étude montre que, selon le niveau de fertilisation azotée, le niveau d'efficacité de la lutte contre Botrytis sur tomate avec *Trichoderma atroviride* ou *Microdochium dimerum* varie et qu'une fertilisation élevée a augmenté l'efficacité du biocontrôle (Abro *et al.*, 2014). D'autres auteurs ont associé *B. subtilis* à différents fertilisants (Awan et Shoaib, 2019) et ont montré un intérêt pour améliorer la croissance de la culture (tomate) mais aussi l'efficacité anti-pathogène selon les oligo-éléments. Autre possibilité pour les DOM, l'utilisation d'un produit mixte (biofertilisant + *B. amyloliquefaciens*) qui va permettre de lutter contre un agent pathogène, favoriser la croissance (production d'hormone par l'ALB) des bananiers et favoriser l'installation de l'ALB sur les racines (Wang *et al.*, 2016).

Un produit de biocontrôle associé à des extraits de plantes : notons que pour améliorer l'efficacité d'agents de biocontrôle antifongiques, des extraits d'un Datura (*D. metel*) sont proposés en association avec *Pseudomononas fluorescens* et *B. subtilis* pour du biocontrôle sur la banane, associant des effets directs fongicides à des effets de stimulation des défenses de la plante (Akila *et al.*, 2011). D'autres auteurs proposent d'associer soit différents microorganismes entre eux, soit à d'autres produits de biocontrôle, mais l'ensemble des études proposées est peu détaillé et mériterait d'être approfondi.

Des champignons entomopathogènes comme fongicides : plus surprenante est l'utilisation de *B. bassiana*, un champignon entomopathogène largement décrit comme pouvant agir comme antifongique au niveau du sol en produisant diverses molécules fongicides et bactéricides (Ownley *et al.*, 2010), voire pour lutter contre le mildiou de la vigne (Rondot et Reineke, 2019). Toutefois, l'écologie de ces champignons et leur effet sur les interactions plante-microorganismes, leur antagonisme contre des agents pathogènes et des espèces non cibles demandent des études complémentaires. De même, plusieurs articles internationaux montrent une utilisation de *B. thuringiensis* contre des maladies fongiques (par ex. oïdium, rhizoctonia) (Mojica-Marin *et al.*, 2009 ; Rotich *et al.*, 2020).

Un Bacillus bioinsecticide utilisé comme fongicide : *B. thuringiensis* C25, un insecticide, est le premier agent de biocontrole à contrôler efficacement la maladie du pop-corn du mûrier. Des résultats confirment également que *B. thuringiensis* exerce divers rôles de biocontrôle en plus de son comportement insecticide sur les populations fongiques avec une action antagoniste (Sultana et Kim, 2016 ; Hollensteiner *et al.*, 2017).

Des macroorganismes pour limiter les champignons phytopathogènes : des auteurs ont montré qu'une coccinelle mycophage (*Psylllobora vigintimaculata*) pouvait rendre un service écosystémique vis-à-vis de l'oïdium de la vigne mais que, selon les traitements fongicides appliqués, les populations d'insectes étaient diminuées (Sutherland *et al.*, 2010). Seuls quelques traitements à base de microorganismes (*B. subtilis, Streptomyces lydicus*) permettent de conserver ce service écosystémique. En revanche, le soufre ou des produits plus conventionnels (DMI, QOI), agissent négativement sur les populations d'insectes. Une revue fait le point sur les possibilités d'utilisation d'insectes mycophages, pour lutter contre les oïdiums essentiellement (Sutherland et Parrella, 2009). Les efficacités attendues varient, selon les auteurs, de 99 cm^2 de feuilles oïdiées détruites par un insecte au cours de son cycle, à une diminution de la densité de spores de 22%, voire une diminution de la sévérité de la maladie proche de celle obtenue avec un produit fongicide, 20 jours après le traitement.

Mieux utiliser le potentiel de microorganismes pour stimuler les défenses des plantes : un nouvel axe des produits de biocontrôle pourrait consister à stimuler les défenses des plantes par des microorganismes qui stimuleraient la résistance systémique du végétal (Olowe *et al.*, 2020), voire conduire à des sols suppressifs avec des espèces de champignons *Fusarium*, *Trichoderma, Streptomyces* et *Actinomyces* ou de Bactéries (*Pseudomonas*).

7.2.4. Conclusion sur les fongicides

Sur la période de 2000 à 2020, la littérature propose de nombreuses solutions de fongicides pouvant être utilisées en biocontrôle. Cependant, la très grande majorité des travaux publiés est exploratoire et/ou montre une efficacité meilleure d'un microorganisme ou d'une substance, déjà connu, en condition de laboratoire, ou encore relate la découverte d'un nouveau microorganisme ou extrait potentiellement intéressant, voire l'amélioration de conditions de culture pour les microorganismes.

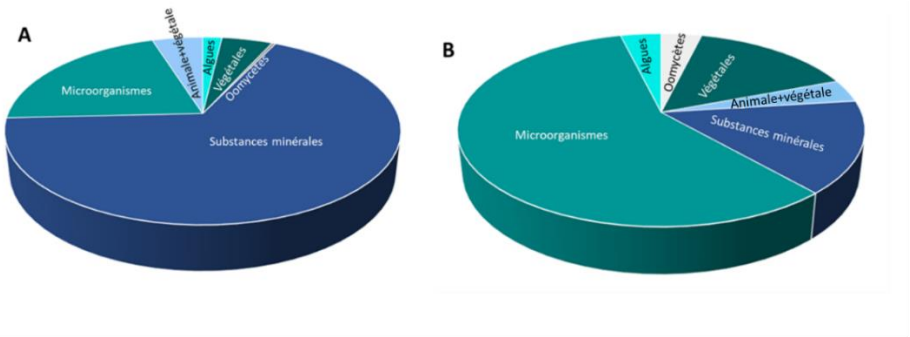


Figure 16-11. (**A**) Distribution des 267 produits fongicides inscrits sur la liste de produits de biocontrôle (avril 2021) ; (**B**) Distribution des 26 substances et microorganismes présents dans les 267 produits inscrits sur la liste des produits de biocontrôle.

La plupart des articles étudiés était consacrée à l'action de microorganismes qui représentent environ 57% des matières actives disponibles en biocontrôle, mais seulement 20% des produits inscrits sur la liste et inversement pour les substances minérales. En effet, ces dernières représentent 67% des produits inscrits sur la liste de biocontrôle et ne constituent que 15% des matières actives disponibles. Cette distorsion se retrouve au niveau des ventes et des tonnages de produits vendus.

Concernant les questions de l'ESCo sur l'impact et le devenir des fongicides utilisés en biocontrôle dans l'environnement il ressort que :

- Ce sont surtout les microorganismes qui ont été étudiés pour leur persistance dans l'environnement et les études sont assez limitées. Globalement les quelques études trouvées tendent à montrer un impact modéré des microorganismes fongicides sur la biodiversité microbienne et les macroorganismes,
- La comparaison entre produits conventionnels et produits de biocontrôle révèle un effet généralement moins intense des produits de biocontrôle, dans les conditions expérimentales étudiées, qui utilisent souvent d'anciennes molécules fongicides,
- Plusieurs microorganismes utilisés comme fongicide en biocontrôle ont aussi des impacts sur la plante (stimulation des défenses ou de la croissance), mais conduisent à la production de molécules volatiles (COV) ou d'exsudats dont les effets ne sont pas renseignés,
- Il y a peu d'études sur les substances minérales et elles sont souvent anciennes, néanmoins l'impact négatif du soufre sur les acariens auxiliaires est confirmé, et l'utilisation des phosphonates et leur impact selon le type de sol semblent sujets à controverse,
- Des associations entre microorganismes et autres produits semblent plus efficaces que chaque produit seul,
- Quid de l'impact des nanoformulations de substances minérales ou végétales qui augmentent l'efficacité des produits ?

Aucune étude ne compare la persistance des produits en situation de production sur des temps longs et selon le nombre d'applications ni n'aborde les effets possibles sur la microfaune des plantes traitées, qui peuvent synthétiser de nouvelles molécules volatiles ou non et les libérer dans l'environnement. L'adaptation des organismes cibles aux molécules produites par les microorganismes, dont les antibiotiques, n'a fait l'objet d'aucune recherche.

En terme d'évolution des travaux, notons que des microorganismes insecticides, comme le champignon entomopathogène *Beauveria* ou *B. thuriengiensis*, auraient une action fongicide, voire bactéricide, mais aucune étude d'impact environnemental n'est disponible. Une autre évolution possible concerne l'utilisation d'insectes mycophages, mais ce service écosystémique est mis à mal en présence de fongicides plus conventionnels.

Récemment, Jack *et al*. (2021) se sont interrogés sur le risque d'invasions microbiennes en agriculture et ont alerté sur la recrudescence d'utilisation de microorganismes comme produits de biocontrôle mais aussi comme biostimulants. Ils s'interrogent également sur la production en masse de microorganismes bénéfiques qui pourraient devenir invasifs avec des conséquences inattendues sur la santé des plantes, les communautés des sols et les services écosystémiques. En effet, les microorganismes bénéfiques peuvent devenir parasites (ex. mycorhize), peuvent entraîner des modifications du microbiote et favoriser des plantes invasives, ou conduire à des sols suppressifs (ex. streptomyces et production d'antibiotiques).

Les préoccupations relatives aux PPP conduisent actuellement à rechercher des moyens de lutte alternatifs dont l'utilisation de produits de biocontrôle. Toutefois, l'utilisation de microorganismes introduits s'accompagne de potentiels problèmes essentiellement liés à l'introduction intentionnelle d'espèces non indigènes (micro- ou macro-organismes) qui ont la possibilité de devenir envahissantes. Les lacunes dans nos connaissances actuelles entravent notre capacité à prévoir et à gérer efficacement les invasions qui pourraient se produire dans le cadre d'inoculations ou de lâchers agricoles généralisés.

7.3. Herbicides

Les requêtes bibliographiques réalisées n'ont pas permis de trouver une littérature importante sur la thématique « herbicide-contrôle biologique ». La décision de ne pas conserver les travaux sur l'allélopathie dans le cadre de l'expertise (*cf*. Section 2.2.) retire une grande partie de la bibliographie liée à la gestion de la flore adventice. De même, les travaux sur les huiles essentielles étant quasi systématiquement au stade de la mise au point, très peu de références ont été conservées. Sur l'ensemble des articles identifiés par les requêtes, seuls 13 correspondent à la recherche d'une solution herbicide (5 mycoherbicides, 4 phytoherbicides, 3 bactérioherbicides, 1 prédation). La bibliographie a été complétée par des recherches ciblées (articles publiés après 2000) qui amènent à un total de 33 articles auxquels s'ajoutent des articles (9) de complément qui sont issus de recherches spécifiques.

Les solutions de biocontrôle de la flore en général sont réalisées à partir d'extraits de plantes (5), de pathogènes (extraits ou organismes entiers ; 8), de bactéries (3) et de virus (1). Il n'a pas été retrouvé de références qui permettent de quantifier l'action de macroorganismes. Très peu des solutions testées font aujourd'hui l'objet d'une commercialisation et seuls quatre acides sont actuellement homologués comme herbicides, soit utilisés seuls soit en association avec une autre substance active herbicide (Alvarez *et al.*, 2021b).

7.3.1. Mycoherbicides

La synthèse de Harding et Raizada (2015) - Amérique du Nord) indique qu'une quinzaine d'espèces de champignons appartenant aux genres *Phytophthora, Alternaria, Puccinia, Colletotrichum, Phoma*, etc. sont régulièrement testées pour leur capacité à produire des molécules herbicides. Deux tiers de ces solutions ont fait l'objet d'un enregistrement mais avec une commercialisation pour seulement un tiers d'entre elles. Il existe de nombreuses difficultés liées à la mise en œuvre efficace de techniques permettant de maintenir une efficacité constante dans des conditions de terrain.

Les mycoherbicides visent à la gestion soit d'une espèce particulière (par ex. *Sesbania* sp. par *Colletotrichum Truncatum*), soit d'un petit nombre d'espèces (plantes adventices de la betterave par *Phoma chenopodicola ;* (d'après Harding et Raizada (2015)). Toutefois, des solutions à base de mycoherbicides peuvent se révéler inopérantes sur le terrain (Bourdot *et al.*, 2019). Des essais récents avec de nouvelles souches sont régulièrement réalisés pour la gestion de la flore adventice annuelle (Guo *et al.*, 2020) avec la possibilité d'une sélectivité vis-à-vis de la culture.

Logiquement, dans les parcelles cultivées, des travaux ont aussi porté sur des espèces adventices jugées particulièrement nuisibles comme le cirse des champs (*Cirsium arvense*). Cette espèce adventice vivace fait l'objet de nombreux travaux mais qui ne se concrétisent pas par des solutions efficaces sur le terrain (par ex. Evidente *et al*. (2008) ; Leth *et al*. (2008) ; Zhu *et al*. (2020)). Dans d'autres milieux, la gestion de souches d'arbres est aussi possible avec des souches de champignons de décomposition du bois *Chondrostereum purpureum* (Pers. ex Fr.) Pouzar et *Phlebiopsis giganteae* (Hamberg *et al.*, 2012) qui peuvent être utilisées en mélange.

Un certain nombre de travaux montrent que des associations entre mycoherbicides et substances de synthèse peuvent avoir une bonne efficacité de désherbage avec un objectif de réduire la part des produits de synthèse (Nelson et Shearer, 2005). Shabana *et al*. (2010) ont observé une bonne efficacité d'une associations acide pélargonique avec le pathogène *Deechslera gigantea* (avec une faible efficacité de la souche pathogène seule).

La revue réalisée par Triolet *et al*. (2020) s'interroge dès le titre du travail (*Fungal-based bioherbicides for weed control: a myth or a reality?*) sur l'utilisation des mycoherbicides. Il est mis en avant (i) qu'aucun produit à base de molécules fongiques n'est encore sur le marché (ii) qu'il semble y avoir de nombreux obstacles liés à la production, au processus de formulation, à l'aptitude écologique, et à la durée des effets herbicides, (iii) que les procédures d'enregistrement sont coûteuses et longues.

Cependant, de nombreux auteurs dans les articles de cette étude mettent en avant que les interactions entre les champignons et les plantes constituent toujours une source prometteuse de bioherbicides qui pourraient être utilisés dans le futur avec un contrôle satisfaisant des populations d'adventices tout en ayant des impacts environnementaux limités.

Il faut noter qu'aucune étude sur les effets non cibles des mycoherbicides n'a été détectée dans la bibliographie. De même, il n'existe aucune solution à base de mycoherbicides actuellement en France.

7.3.2. Huiles essentielles

Les requêtes bibliographiques ont recensé de nombreux travaux portant sur les potentialités d'utilisation d'huiles essentielles extraites de végétaux comme futurs bioherbicides, comme par exemple l'eugénol (Ahuja *et al.*, 2015), l'extrait de Lotier (Araniti *et al.*, 2014), l'extrait d'origan (De Mastro *et al.*, 2006), etc. parmi de nombreuses autres substances. Des familles botaniques comme celle des Lamiacées sont plus particulièrement ciblées pour leur capacité à émettre des huiles essentielles (Jouini *et al.*, 2020). Mais tous ces travaux sont des screenings et n'ont pas encore permis la mise au point de solutions effectives sur le terrain.

Le mode d'action d'huiles essentielles commence aussi à être étudié comme dans le cas de la citronnelle et de la cannelle (Lins *et al.*, 2019) qui agissent sur l'organisation lipidique et/ou sur les récepteurs membranaires.

En ce qui concerne les risques sur les organismes non cibles, les travaux de Jouini *et al*. (2020) mettent en avant, qu'à fortes doses, les huiles essentielles étudiées peuvent avoir un effet négatif sur les communautés de microorganismes (rôle fonctionnel).

Il n'existe aucune solution herbicide à base d'huiles essentielles en France.

7.3.3. Bactéries

Depuis les années 1990, il a été porté un intérêt grandissant à la possibilité d'utiliser des bactéries pour produire des molécules herbicides. La gestion du brome des toits (*Bromus tectorum)* a suscité de nombreux essais de gestion à partir de souches bactériennes aux Etats-Unis (d'après Li *et al*. (2003)) et plusieurs souches de *Pseudomonas* et *Xanthomonas* ont été testées pour leurs actions herbicides (Harding et Raizada, 2015). Cependant, ces travaux de recherche n'ont donné que très peu de résultats au niveau du terrain. Les composés qui produisent l'effet herbicide peuvent être identifiés comme dans le cas de l'ammoniaque et de l'acide indol-3 acétique chez *Klebsiella pneumoniae* (Kang *et al.*, 2020) ou chez *Enterobacter* sp. (Park *et al.*, 2015).

Dans le cas particulier des parcours de golf, des isolats bactériens sont utilisés soit pour tuer soit pour réguler des plantes considérées comme adventices, le trèfle blanc (*Trifolium repens*) en particulier. La régulation se fait par l'intermédiaire d'une interaction entre les bactéries pathogènes et la bactérie impliquée dans la fixation de l'azote (*Rhizobium leguminosarum*) ce qui a pour effet de réduire la croissance du trèfle (Omer *et al.*, 2010).

Aucune solution herbicide à base de souches bactériennes n'est actuellement disponible en France.

Seulement 18% des solutions qui ont été proposées à la commercialisation en dehors de la France, ont véritablement été mises à la disposition sur le terrain (Duke *et al.*, 2022). Pourtant de nombreuses bactéries pourraient néanmoins certainement apporter de nouvelles solutions herbicides du fait du haut potentiel de production de phytotoxines ; les toxines produites par ces microorganismes peuvent être utilisées seules ou en mélange pour augmenter le spectre d'action du produit herbicide final (Duke *et al.*, 2022). D'un point de vue scientifique, l'application de microorganismes vivants peut se révéler problématique alors que l'application des toxines isolées peut éviter des désavantages d'ordre écologiques (Duke *et al.*, 2022).

7.3.4. Virus

Dans les années 2000, des solutions à base de virus ont aussi été testées pour lutter contre la flore adventice. Cette stratégie est actuellement plus particulièrement liée à la gestion des espèces exotiques envahissantes (Harding et Raizada, 2015). D'autres virus (virus de la mosaïque du tabac, virus de la mosaïque du pépino, virus du Rattle) ont aussi été testés pour possibles solutions herbicides (d'après Harding et Raizada (2015)).

Sur le terrain, la lutte contre *Solanum viarum,* espèce envahissante, peut être réalisée en post émergence à l'aide d'un bioherbicide virus (*Tobacco mild green mosaic tobamovirus* strain 2) qui est commercialisé sous forme de spray aux Etats-Unis (dont la Floride) (Charudattan R *et al.*, 2020). Le mode d'emploi du produit prévient d'effets plus ou moins fort du virus sur près d'une cinquantaine d'autres espèces végétales.

L'effet très spécifique des virus pourrait ainsi offrir des possibilités supplémentaires de lutte biologique contre les mauvaises herbes dans un certain nombre de situations nécessitant une gestion ciblée.

Ceoendant, il n'existe aucune solution herbicide à base de souches virales en France.

7.3.5. Macroorganismes – gestion et désherbage

L'utilisation de macroorganismes pour gérer la flore adventice est une solution très ancienne en agriculture (droit d'usage de vaine pâture – supprimé en 1890). L'utilisation de troupeaux désherbeurs en France est à nouveau observée dans certaines situations (vergers, vignes, parcelles en agriculture de conservation) mais ces expérimentations ne font pas actuellement l'objet de travaux scientifiques (voir Section 2.2).

L'utilisation d'insectes est développée pour lutter contre des espèces végétales exotiques envahissantes en Chine, par exemple pour lutter contre l'ambroisie à feuilles d'armoise avec *Ophraella communa* (Zhou *et al.*, 2014). Aux Etats-Unis, depuis 20 ans, la lutte contre la centaurée scabieuse (*Centaurea scabiosa*) comprend un certain nombre de pratiques agronomiques dont l'utilisation d'un insecte (charançon de la centaurée - *Cyphocleonus*

achates (Seastedt et Knochel, 2021)) que les gestionnaires peuvent acheter et relâcher sur les parcelles – (http://www.bio-control.com/7c.php).

Les interactions de cette forme de lutte biologique avec les autres pratiques de désherbage sont prises en compte (interaction avec un autre agent biologique (*Beauveria bassiana :* Chiwenhere et Versergaard (2001) ; acariens prédateurs : Lam *et al.* (2019)). Les modes d'interaction prédateur-proie sont aussi étudiés pour une meilleure compréhension du fonctionnement de cette lutte biologique (Das *et al.*, 2019).

Il n'existe aucune solution herbicide à base de populations d'insectes en France.

7.3.6. Phytoherbicides

L'index ACTA (2021) recense cinq substances actives appartenant au groupe des substances de biocontrôle ayant une action herbicide et utilisables en zones cultivées et en zones non cultivées (Tableau 16-7).

Tableau 16-7. Substances actives herbicides, nombre de produits et usages correspondants.

Substance active	Produits commerciaux	JEVI	Zones cultivées	Dose
Acide acétique	5	Oui	Oui	de 250 à 1 000 l/ha
Acide caprique en association avec l'acide caprylique	3	Oui	Non	1 000 l/ha
Acide caprylique	1	Oui	Oui	80 l/ha
Acide pélargonique (ou acide nonanoïque)	20	Oui	Oui	16 à 18 l/ha
Sulfate de fer *(substance spécifiquement anti-mousse*)	7	Oui	Non	de 150 à 300 kg/ha

Les solutions de biocontrôle sont présentées comme une alternative aux substances actives de synthèse qui ont un impact négatif sur l'environnement et aussi potentiellement comme une solution de gestion pour les populations de mauvaises herbes résistantes.

L'efficacité de l'acide pélargonique, première substance active mise sur le marché, semble supérieure pour la gestion des eudicotylédones (plantules) que pour la gestion des monocotylédones (Travlos *et al.*, 2020) mais les conditions expérimentales semblent fortement influencer l'efficacité de la molécule.

Les produits de biocontrôle ne sont pas exempts de toxicité même à des doses considérées comme sublétales (Techer *et al.*, 2015) et des risques ont été identifiés pour les organismes aquatiques (Alvarez *et al.*, 2021b).
D'autres acides gras sont en études (huiles de *Cuphea* spp., utilisation jusqu' à 50 g/l, Tisserat *et al*. (2012)) pour trouver de nouvelles solutions herbicides ayant moins d'impacts sur l'environnement.

Aux doses actuellement homologuées, le sulfate de fer a une efficacité limitée pour la gestion des Bryophytes (mousses ; ACTA (2021)). Il est modérément toxique pour les mammifères, les oiseaux, les poissons et les invertébrés aquatiques et il est peu toxique pour les vers de terre et les abeilles (European Food Safety Authority, 2012c).

Le chlorure de sodium (NaCl) a été homologué en tant qu'herbicide en mars 2021 au niveau européen. Son usage est actuellement limité à la gestion d'une espèce envahissante (*Baccharis halimfolia*) sur les zones côtières par application ponctuelle de sel pur dans des trous forés dans des souches d'arbres et sur le sol à proximité directe des souches (10 à 100 g/souche traitée ; sel pur). Des études sont réalisées pour une utilisation de l'eau de mer – seule ou en association avec des molécules de synthèse pour la gestion de graminées vivaces (Uddin *et al.*, 2011).

7.3.7. Conclusion sur les solutions herbicides de biocontrôle

Les espèces adventices appartenant aux mêmes groupes botaniques que les plantes cultivées, la possibilité de trouver des solutions de biocontrôle sélectives se trouve à la base particulièrement réduite (la situation est similaire pour les PPP conventionnels). La bibliographie des vingt dernières années ne met pas en avant de solutions

véritablement efficaces développées avec succès en France. Les solutions à base de bioherbicides (Cordeau *et al.*, 2016) sont en cours de développement et l'utilisation de pathogènes – virus, champignons, parasites – n'a offert que peu de possibilités sélectives des cultures (Harding et Raizada, 2015).

D'après Duke *et al*. (2022), la forte demande en solution herbicides avec peu d'effets négatifs sur l'environnement rend nécessaire le maintien d'un effort de recherche sur ces solutions naturelles. Ces molécules peuvent être en tant que telles des solutions herbicides, ou suggérer des nouveaux modes d'action qui permettraient par exemple de contourner des problèmes de résistances de synthèse que l'on rencontre actuellement dans les systèmes cultivés (Duke *et al.*, 2022).

Si, historiquement, certaines solutions de biocontrôle se sont révélées très efficaces sur des espèces végétales envahissantes (contrôle d'*Opuntia stricta* en Australie (Dodd, 1940)), aujourd'hui, le manque de travaux, dans les milieux aquatiques par exemple (Dutartre, 2002), n'aide pas à l'essor de solutions biologiques. Très peu de solutions de biocontrôle sont commercialisées en tant qu'herbicides et pratiquement aucune ne le sont en France. Si la bibliographie contient de nombreux articles portant sur des tests de molécules en milieu contrôlés (huiles essentiellement de toutes sortes), les conclusions des articles suggèrent au mieux une utilisation potentielle. Pourtant, dans le cas d'espèces envahissantes comme les renouées du Japon (*Reynoutria japonica*), les solutions biologiques seraient les seules à pouvoir apporter des solutions de gestion à faible impact environnemental. Beaucoup de solutions sont peu ou non sélectives à l'exception des virus. Il reste la possibilité de combiner les pratiques de biocontrôle à efficacité partielle avec d'autres pratiques de gestion (herbicides de synthèses, travail du sol, choux variétaux)

Malgré cela, les attentes sont fortes au niveau sociétal. Les solutions bioherbicides pourraient être bien acceptés par le grand public si leur faible impact environnemental est confirmé (Duke *et al.*, 2022). Des annonces retentissantes comme différentes alternatives du glyphosate sont régulièrement faites dans la presse. Toutefois les données scientifiques n'existent pas ou alors uniquement sous forme d'hypothèses de travail qui retiennent néanmoins l'attention des médias[19].

7.4. Bactéricides

Les produits de biocontrôle aux propriétés bactéricides sont de différentes natures et ils reposent sur différents modes d'action comprenant un effet bactéricide, bactériostatique et antagoniste.

Il n'existe que peu d'articles s'intéressant aux bactériophages comme une voie possible de contrôler des populations bactériennes non désirées. Ainsi, Cordero-Buseo *et al.* (2020) rapportent l'isolement de bactériophages de moûts et vins produits à partir de différents cépages pour éliminer les populations bactériennes lactiques et acétiques pouvant altérer le goût du vin. Ils ont montré que certains bactériophages présentaient des effets similaires à l'addition de soufre sur *Lactobacillus plantarum* suggérant que l'utilisation de bactériophages pourrait être une alternative au soufre pour le biocontrôle de microorganismes non désirés dans les matrices alimentaires.

La bactérie *Bacillus amyloliquefaciens* souche Ar10 présente des propriétés antagonistes à *Pectinobacterium cartovorum* qui cause la pourriture molle de la pomme de terre médiées par un glycolipide (Azaiez *et al.*, 2018). *Bacillus amyloliquefaciens* KC-1, une bactérie endophyte, s'est montrée efficace pour contrôler *in vitro* et *in vivo* le développement de *Pectobacterium carotovorum* subsp. *carotovorum* (Pcc) qui cause la pourriture molle du chou chinois (Cui *et al.*, 2019). La souche *Bacillus amyloliquefaciens* P41, isolée de la phyllosphère d'olivier, s'est montrée *in vitro* et *in planta* efficace pour contrôler *Pseudomonas savastanoi* pv. *savastanoi* causant la galle de

19 https://www.francetvinfo.fr/economie/emploi/metiers/agriculture/belgique-des-chercheurs-inventent-une-alternative-au-glyphosate-a-base-dhuiles-essentielles_4607325.html

l'olive par la production de composés organiques volatiles, de sidérophores et d'enzymes lytiques (Mina *et al.*, 2020).

De manière similaire, des expérimentations menées en serre ont montré une efficacité comprise entre 47 et 78% de souches bactériennes PGPR (*Serratia* sp. J2, *Pseudomonas fluorescens* J3 et *Bacillus* sp. BB11) pour contrôler le développement de *Ralstonia solanacearum* qui cause la pourriture molle de la tomate (Guo *et al.*, 2004). La bactérie PGPR *Pseudomonas syringae* Sp. Cit7 est efficace pour contrôler le développement de *Pseudomonas syringae* pv. sur tomate et éliminer les mouchetures des tomates en stimulant les mécanismes de défense de la plante (Ji *et al.*, 2006). En combinaison avec l'hydroxyde de cuivre (qui n'est pas un PPP de biocontrôle), *Bacillus subtilis* sp. QST 713 est plus efficace que les traitements chimiques classiques combinant mancozèbe et cuivre pour contrôler le développement de spots sur les tomates, causés par *Xanthomonas euvesicatoria* et *Xanthomonas perforans* (Roberts *et al.*, 2008). Une souche isolée de la rhizosphère de la tomate, *Bacillus amyloliquefaciens* strain SQRT3, est non seulement capable de former un biofilm sur les racines de tomates, de produire des sidérophores et des protéases permettant de supprimer *Ralstonia solanacearum* mais aussi d'induire les mécanismes de défense de la tomate *via* la voie de signalisation de l'acide jasmonique indiquant son intérêt pour le biocontrôle (Li *et al.*, 2017). De la même manière, *Bacillus* B014, une souche endophyte isolée d'un tissu sain d'Anthurium, est capable de contrôler le développement de *Xanthomonas axonopodis* pv. *Dieffenbachiae* en activant les enzymes impliquées dans les mécanismes de défense de la plante telles que la phenylalanine ammonia lyase, la peroxidase et la polyphenol oxydase (Yi *et al.*, 2013). *Pseudomonas* sp. 23S, produisant des sidérophores, de l'indole acétique et du cyanide d'hydrogène, est quant à lui capable de contrôler *Clavibacter michiganesis* sous-espèce *michiganesis* responsable du chancre bactérien de la tomate en induisant une réaction de résistance systémique induite *via* la voie de l'acide salicylique (Takishita *et al.*, 2018).

La combinaison de l'application de bactérie PGPR (*Bacillus pumilus* INR7) et d'un inducteur chimique (benzothiadazole) s'est montrée efficace pour induire les mécanismes de défense de la plante permettant de contrôler *Xanthomonas axonopodis* chez le tabac et le poivron (Yi *et al.*, 2013). Par ailleurs, des isolats halotolérants de *Bacillus amyloliquefaciens* capables de produire des sidérophores permettent de contrôler *Acidovorax oryzae* infectant les cultures de riz (Masum *et al.*, 2018). Des filtrats issus de *Bacillus amyloliquefaciens* sp. K5-3 et de sp. PPB6 ont produit des dommages à la membrane cellulaire de *Acidovorax oryzae* conduisant à une diminution de son abondance, de sa mobilité et de sa capacité à former des biofilms.

L'apport de *Bacillus amyloliquefaciens sp QL-5 et QL-18* comme fortifiant de matières organiques fertilisantes contrôle le développement de *Ralstonia solanacearum* réduisant d'un facteur trois son abondance dans le sol, mais le niveau de suppression de la maladie sur les plantes de tomate était inversement corrélé à la température et à l'humidité relative (Wei *et al.*, 2011 ; Wei *et al.*, 2015). La fortification de matières fertilisantes avec *Bacillus amyloliquefaciens* SQY162 est efficace pour contrôler le développement de *Ralstonia solanacearum* dans le sol de la rhizosphère de plante de tomate en raison de la synthèse de surfactine et de l'activation des mécanismes de défense de la plante *via* la voie de signalisation de l'acide jasmonique (Wu *et al.*, 2016b).

Par ailleurs, des souches de levures (*Pichia anomala* et *Candida oleophila*) sont efficaces de 27 à 60% pour contrôler par antagonismes le développement du complexe parasitique responsable de la pourriture racinaire du bananier (Lassois *et al.*, 2008). Des extraits microbiens peuvent aussi être utilisés pour lutter contre le développement de populations bactériennes phytopathogènes. Ainsi, des lipopeptides extraits de culture de *Bacillus amyloliquefaciens* souche 32a présentent une activité protectrice vis-à-vis de *Agrobacterium tumefaciens* causant la maladie de la galle du collet (Ben Abdallah *et al.*, 2015).

Des lipopeptides (iturine, fengycine et surfactine) purifiés de *Bacillus amyloliquefaciens* souche FJAT-2349 ont été montrés comme étant efficaces pour inhiber la croissance de *Ralstonia solanacearum* et pour le biocontrôle du flétrissement bactérien de la tomate (Chen *et al.*, 2019). De la même manière, *Bacillus subtilis* sp. 6051 forme un biofilm à la surface des racines d'*Arabidopsis thaliana* et produit de la surfactine qui protège la plante de l'infection par *Pseudomonas syringae* (Bais *et al.*, 2004). Une protéine codée par le gène LCI, produit par *Bacillus amyloliquefaciens* sp. Bg-C3 1 isolée d'une plante de la mangrove, qui appartiendrait à la classe II des bacteriocines, présente une activité microbienne vis-à-vis de *R. solanacearum* et X. campestris : ce gène pourrait

être utilisé pour produire des plantes résistantes aux infections d'origine bactériennes (Hu *et al.*, 2010). La production par des souches de *Bacillus amyloliquefaciens* de composés organiques volatiles contrôlant le développement de *Ralstonia solanacearum* est influencée par l'ajout de matières fertilisantes favorisant ainsi l'activité antagoniste des agents de biocontôle (Raza *et al.*, 2016).

Des extraits de plante présentant des propriétés antibactériennes peuvent être utilisés pour inhiber le développement de bactéries pathogènes. De même, l'eugénol, un composé extrait avec une solution d'éthanol de fleurs de lilas de Mandchourie, a des propriétés antibactériennes inhibant *Ralstonia solanacearum* qui cause le flétrissement bactérien du tabac (Bai *et al.*, 2016). L'exposition de culture bactérienne à des surfactants tels que les saponines issues d'extraits de plantes (*Hedera helix*, *Saponaria officinalis* et *Sapindus mucrorossi*) induisent des changements de la composition et de la structure membranaire et causent des dommages cellulaires (Zdarta *et al.*, 2017).

Il n'existe qu'un nombre très limité d'articles scientifiques évaluant l'effet de ces matières actives aux propriétés antimicrobiennes sur les microorganismes ou sur les organismes vivants dans l'environnement. Le comportement du nématode bactériophage *Cephalobus brevicauda*, attiré par les bactéries Gram négatif, n'est pas affecté par différents produits de biocontrôle contenant comme matière active *Bacillus thuringiensis*, *Bacillus pumilis* ou *Bacillus subtilis* (Salinas *et al.*, 2007). La survie de souches de *Bacillus amyloliquefaciens* inoculées pour supprimer *Ralstonia solanacearum* dans la rhizosphère de plante de tomate montre que leur abondance reste importante sur une période de cinq semaines (>10^7 cfu/g de sol) permettant le contrôle de *Ralstonia solanacearum* par comparaison au témoin non inoculé et qu'elles sont capables de se développer à l'intérieur de la plante et de promouvoir leur croissance (Tan *et al.*, 2013). L'effet de *Bacillus amyloliquefaciens* ZM9 a été évalué sur la suppression de *Ralstonia solanacearum* causant le flétrissement du tabac et sur la communauté microbienne rhizosphérique de cette plante par une approche de séquençage d'amplicons 16S rRNA (Wu *et al.*, 2016a). Dans les échantillons traités avec ZM9, l'abondance des OTU (*Operational Taxonomic Unit*, pour Unité Taxonomique Opérationnelle)) affiliés à *Ralstonia solanacearum* était moins importante que dans les échantillons non traités. La communauté microbienne de la rhizosphère du tabac dominée par des OTU affilié aux protéobactéries, acidobacteries, bacteroidetes, gemmatimonadetes et actinobactéries a été affectée par le traitement avec *B. amyloliquefaciens* ZM9 dans les premiers stades du développement du tabac mais la composition de la communauté bactérienne rhizosphérique était résiliente à la fin de la culture du tabac. Dans les stades précoces, trois groupes d'OTU affilliés à *Sphingosinicella*, *Gemmatimonas* et Gp1 négativement corrélés *à R. solanacarum* ont été identifiés dans les échantillons traités avec *B. amyloliquefaciens* ZM9 qui par ailleurs présentaient une abondance plus importante d'OTU affiliés à des genres bactériens connus pour leurs propriétés PGPR. Dans une autre étude, l'effet causé par *Bacillus subtilis* Tpb55 isolé de la phyllospère du tabac permettant de contrôler *Phytophtora parasitica* var. *nicotianae* sur la communauté bactérienne rhizosphérique a été comparé à celui causé par un mélange de deux fongicides (métalaxyl et mancozèbe) (You *et al.*, 2016). Elle montre qu'en réponse au traitement avec *Bacillus subtilis* Tpb55 ou au mélange de fongicides, l'abondance des deux phylums (acidobactéries et protéobactéries) dominants était modifiée par rapport au témoin non traité, dans des proportions différentes. De plus, dans les sols traités avec *Bacillus subtilis* Tpb55, l'abondance d'OTU affiliées à des genres connus comme PGPR était augmentée par rapport aux deux autres traitements tandis que dans les sols traités avec le mélange de fongicides l'abondance d'OTU affiliés à des genres connus comme dégradant des PPP était plus importante que dans les deux autres traitements.

La conclusion de ce chapitre sur les solutions bactéricides ressemble qualitativement aux conclusions des autres chapitres : la plupart des articles analysés présentent des données visant à isoler, caractériser et démontrer l'efficacité de différents extraits de plante, de souches microbiennes ou de produits issus de microorganismes vis-à-vis d'agent pathogènes bactériens des plantes. Les quelques articles analysant l'impact de produits bactéricides sur l'environnement ne se sont intéressés qu'aux populations bactériennes du sol non ciblées par les traitements. En d'autres termes, l'impact environnemental des solutions de biocontrôle bactéricides est très peu connu.

8. Conclusion

8.1. Attendus de l'ESCo et retour sur le corpus

Il était attendu de répondre, en se basant sur une bibliographie à construire, à deux requêtes : établir un état des lieux du biocontrôle en France ; analyser la littérature concernant la comparaison du devenir et des effets (avec un focus sur les impacts sur la biodiversité) des produits de biocontrôle et des PPP de synthèse.

Les traitements post-récolte, vétérinaires, anti-vectoriels (moustique, etc.) ou anti-parasitaires (poux, etc.) n'entraient pas dans le cadre de l'ESCo.

8.2. Analyse du corpus

Le corpus bibliographique a été confronté aux chiffres de ventes fournis par l'*International Biocontrol Manufacturers Association* (IBMA) et par l'Union des Industries de la Protection des Plantes (UIPP, devenu Phyteis). Une distorsion apparaît entre le nombre de publications relatives aux bioherbicides et les volumes de ventes. En effet, les bioherbicides représentent très peu d'articles scientifiques (0,47% en valeur normalisée) alors qu'ils représentent 14% des ventes des produits de biocontrôle. D'une manière générale, malgré le nombre important d'articles considérés, très peu répondent aux questionnements de l'ESCo. D'autre part, le corpus ne contient que très peu d'articles concernant des solutions utilisées depuis longtemps (par ex. pyréthrines) ce qui s'explique par le fait que les recherches bibliographiques ont couvert une période récente (2000-2020). Ainsi, la plupart des travaux ont déjà été réalisés et publiés pour ces solutions anciennes de biocontrôle.

La majorité des articles s'intéresse au développement de nouvelles solutions ou à l'amélioration de l'utilisation ou à l'efficacité des agents de biocontrôle quels qu'ils soient. De fait, cela a donné une grande homogénéité à la typologie des articles : identification de nouvelles souches/organismes/composés pour le biocontrôle, évaluation et optimisation de leur efficacité. Bien que ces articles ne rentrent pas strictement dans le cadre de l'ESCo, il nous a paru utile cependant de les conserver pour analyser les plus représentatifs d'entre eux. En effet, ils peuvent alimenter la réflexion quant aux solutions de biocontrôle qui pourraient être utilisées à l'avenir et qui potentiellement pourraient avoir des impacts écotoxicologiques. En particulier, parmi les nouvelles solutions de biocontrôle, l'émergence des produits de biocontrôle comprenant des nanoparticules pose question.

8.3. Etat des lieux du biocontrôle en France

Concernant l'état des lieux du biocontrôle en France, peu d'articles ou documents ont été trouvés et aucun n'offre un panorama complet des solutions de biocontrôle disponibles sur le marché. En fait, il est possible de dresser un état des lieux de ce qui est autorisé à l'utilisation en matière de biopesticides grâce à la liste publiée par la DGAL, actualisée régulièrement[20]. Un état des lieux des ventes est faisable en s'appuyant sur les données du site Eaufrance[21]. Ces données sont très précises mais leur compilation est très chronophage. Concernant les macroorganismes, l'état des lieux des organismes autorisés a été réalisé à partir de plusieurs sources : un historique concernant l'utilisation des macroorganismes (Robin et Marchand, 2020), les données listées dans l'arrêté du 26 février 2015 (République Française, 2015) et la liste des espèces autorisées par l'Anses[22]. Les éléments commerciaux de la lutte biologique issus de l'IBMA-France ne sont pas assez détaillés pour être utiles ici.

20 https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2020-625 [Consulté le 16/02/2022]
21 http://www.data.eaufrance.fr/jdd/bd45f801-45f7-4f8c-b128-a1af3ea2aa3e [Consulté le 16/02/2022]
22 https://www.anses.fr/fr/content/liste-des-avis-macroorganismes [Consulté le 16/02/2022]

En résumé, il semble possible de faire un état des lieux quantitatif des biopesticides en France mais l'exploitation des données reste très fastidieuse. En revanche, pour les macroorganismes, malgré la constitution d'une liste des organismes utilisés en France, aucune donnée chiffrée précise concernant leur utilisation n'a été trouvée. Il apparaît donc nécessaire de mettre en place un suivi opérationnel de l'utilisation des solutions de biocontrôle à l'échelle du territoire nationale.

8.4. Contamination du milieu par les produits de biocontrôle

Les composés utilisés en biocontrôle ne sont encore que très rarement recherchés dans le milieu. Certains y étant naturellement présents (acides gras, hydrogénocarbonate de potassium, silicate d'aluminium, soufre...), il est de difficile de distinguer, dans le sol ou l'eau, la fraction provenant des PPP de celle qui est présente à l'origine. Il est également difficile de déterminer, par exemple, les quantités de médiateurs chimiques apportées par les traitements phytopharmaceutiques. Cependant, les quelques résultats existants ont montré que certains produits de biocontrôle peuvent être persistants dans l'environnement (abamectine, huile de paraffine, spinosad, phosphonates, *Bacillus thuringiensis*) et, par conséquent, qu'ils peuvent induire une contamination du milieu et entraîner une exposition prolongée des organismes qui y vivent.

8.5. Devenir dans l'environnement et effets des solutions de biocontrôle en regard des PPP

8.5.1. Devenir des produits de biocontrôle dans l'environnement

Les études portant sur la caractérisation du devenir (mobilité, persistance) des produits de biocontrôle dans l'environnement sont assez rares.

La persistance des microorganismes dans l'environnement fait parfois objet de controverses (par ex. dans le cas du Bt avec des persistances observées allant de quelques jours à plusieurs années). Toutefois, si la plupart des microorganismes fongicides semble peu persistants, il est observé de grandes variations de leur persistance selon l'agent de biocontrôle et le site expérimental considéré. En conséquence de la persistance des microorganismes, leur impact sur le microbiote du sol a fait aussi l'objet de quelques publications spécifiques. Elles concernent surtout les bioinsecticides, par exemple *B. thuringiensis*, et les biofongicides tels que *Clonostachis rosea, B. subtilis* et *Trichoderma atroviride*.

Dans le cas des macroorganismes, la persistance est assez bien étudiée, au moins à court terme, car elle est une composante essentielle de l'efficacité du macroorganisme. La persistance à long terme (plus d'une année) est moins bien prise en compte ce qui peut être un problème pour évaluer la résilience de l'impact écologique dû au macroorganisme introduit. À l'image de ce qui est observé avec Bt, la persistance des macroorganismes est sujette à controverse en raison de la variabilité des biotopes étudiés où les paramètres environnementaux peuvent être très différents d'un cas à l'autre.

Dans le cas des substances naturelles, très peu d'articles fournissent des données quant à leur persistance dans l'environnement.

8.5.2. Difficultés à analyser l'impact sur l'environnement des solutions de biocontrôle

Plusieurs éléments sont à prendre en compte afin d'expliquer les difficultés rencontrées pour analyser l'impact des solutions de biocontrôle sur l'environnement. Comme mentionné dans la section 4.13.8.2, la grande majorité des publications porte sur des améliorations de la production ou de l'utilisation des agents de biocontrôle ou sur l'identification de nouveaux agents. De plus, la variété des espèces et substances utilisées est considérable. En conséquence, cela conduit à une certaine dispersion des publications déjà rares sur l'évaluation des impacts

environnementaux et écotoxicologiques. L'utilisation d'organismes vivants dans le biocontrôle amène une dimension inédite et spécifique dans l'évaluation du risque par rapport aux PPP de synthèse. La situation est conceptuellement très différente de ce qu'on peut rencontrer avec les PPP qui sont des molécules pouvant généralement se dissiper, se transformer, se transférer et se dégrader dans l'environnement. Pour les agents de biocontrôle, la situation est différente car ils peuvent s'y multiplier, se déplacer et coloniser d'autres milieux. Par ailleurs, pour les PPP, en cas de mélange, des effets antagonistes ou agonistes au niveau de l'organisme contaminé peuvent être observés. Avec les agents de biocontrôle vivants, outre les effets sur l'organisme agressé, on peut observer des interactions entre les agents de biocontrôle vivants eux-mêmes qui n'ont pas d'équivalent dans le cas d'interactions entre molécules. Il peut exister aussi un effet « souche » capable de moduler ces effets. Enfin, les conditions d'élevage/production des agents de biocontrôle peuvent aussi moduler ces paramètres. Toute cette variabilité des agents de biocontrôle complexifie le tableau que l'on essaie de dresser des impacts du biocontrôle. Une des conséquences importantes de ces différences entre les propriétés des matières actives chimiques et biologiques est la complexité de l'évaluation des risques écotoxicologiques associés.

8.5.3. Effets écotoxicologiques des agents de biocontrôle

L'utilisation des macroorganismes prédateurs fait partie des solutions de biocontrôle dont l'impact sur la biodiversité a été largement étudié notamment dans le cas de la coccinelle arlequin *Harmonia axyridis* (Koch, 2003 ; Camacho-Cervantes *et al.*, 2017) pour laquelle il est décrit qu'elle a conduit à une baisse de la biodiversité des espèces de coccinelles autochtones et à l'établissement des populations introduites dans le biotope.

De nombreux articles portant sur la lutte contre les insectes se sont focalisés sur les interactions entre les solutions de biocontrôle, lors d'une utilisation concomitante, et sur leurs conséquences en terme d'efficacité. Il peut s'agir des interactions entre prédateurs ou parasitoïdes et microorganismes entomopathogènes (Chikwenhere et Vestergaard, 2001 ; Lam *et al.*, 2019) ou de microorganismes entre eux. La nature de ces interactions est extrêmement variée selon qu'elles sont directes ou indirectes. Il est important de noter que la plupart des articles ne prennent pas en compte les éventuels effets de ces « mélanges » sur la biodiversité ou les fonctions écologiques rendues par l'environnement. En conséquence, il paraît légitime de s'interroger quant à l'existence d'interactions possibles entre ces agents de biocontrôle et les organismes autochtones et de possibles impacts sur les fonctions écologiques qu'ils supportent dans l'environnement.

Certains prédateurs généralistes peuvent consommer des insectes non cibles. De même, des parasitoïdes peuvent se développer aux dépens d'insectes non cibles. Les effets écologiques de certains microorganismes de biocontrôle ont été évoqués en rapport avec leur persistance. Ces impacts sont ambivalents ; ils peuvent être délétères (modification de la biodiversité et de l'équilibre écologique du sol (principalement)) ou bénéfiques (biocontrôle de microorganismes phytopathogènes).

L'impact des substances naturelles est aussi peu étudié. Les bioinsecticides abamectine ou spinosad ainsi que le bioherbicide leptospermone (non autorisé en France) montrent une toxicité équivalente ou supérieure à celle de leurs homologues de synthèse sur des organismes non cibles, ce qui n'est pas surprenant puisqu'ils présentent le même mode d'action et les mêmes cibles moléculaires. En revanche, des questions demeurent quant aux conséquences environnementales notamment en cas d'exposition chronique à des faibles doses. Dans le cas des substances naturelles à action herbicide (essentiellement des acides gras), la rareté des publications peut s'expliquer par la faible persistance des molécules et par leur mode d'action.

8.6. Comparaison de l'impact des produits de biocontrôle et des produits de synthèse

Très peu d'études comparent le devenir et l'impact de produit de biocontrôle au devenir et à l'impact de PPP de synthèse. Elles concernent surtout des biofongicides (Chen *et al.*, 2018 ; Fournier *et al.*, 2020), quelques insecticides et un bioherbicide (Romdhane *et al.*, 2016). Alors que la contamination de l'environnement et l'impact

des produits de synthèse sont parfois bien étudiés, très peu de solutions de biocontrôle sont aussi bien étudiées sous cet angle. En fait, une telle comparaison est difficile à concevoir puisque les traitements avec des produits de synthèse et des agents de biocontrôle peuvent être de nature très différentes. La plupart des anciennes publications concernent surtout des bioinsecticides et portent généralement sur la toxicité aiguë de ces composés envers des organismes non cibles comme les poissons ou le rat (par ex. Soloway (1976) ; Mauck *et al.* (1976)).

La problématique est toute autre avec les microorganismes et les macroorganismes. En effet, ceux-ci peuvent se multiplier et leur mode d'action peut être extrêmement complexe. De plus, leur comportement dans l'environnement est différent en termes de distribution spatiale ou de dispersion. Ainsi, comparer les effets de l'action d'organismes vivants et de molécules de synthèse ou d'origine naturelle nécessite la prise en compte d'approches très différentes et la mobilisation de concepts scientifiques de différentes natures.

L'évaluation de l'impact environnemental des agents de biocontrôle requiert d'embarquer des concepts issus de l'écologie telle que la coalescence et de l'évolution telle que la compétition intra- et interspécifique pour appréhender le devenir et l'impact des agents de biocontrôle par différentes approches visant à caractériser leur dispersion dans l'environnement, leur persistance et leurs impacts écotoxicologiques et ce à différentes échelles allant de l'individu en passant par les populations et idéalement jusqu'aux communautés au sein de l'écosystème. Si ces paramètres ont pu être analysés pour plusieurs PPP de synthèse, peu d'agents de biocontrôle peuvent se prévaloir de telles analyses aussi complètes. Ce relatif déficit risque de s'accentuer en raison notamment de la transition agroécologique qui prône l'utilisation de solutions naturelles, dont le biocontrôle, pour diminuer le recours aux intrants chimiques de synthèse conformément notamment à la directive 2009/128/CE du 21 octobre 2009 ainsi qu'aux plans Ecophyto.

Peut-on imputer cet état de fait à l'idée reçue que « si c'est naturel, cela ne pose pas ou peu de problèmes » ? L'utilisation du biocontrôle, encore minoritaire par rapport à celle des PPP de synthèse, peut être aussi un autre facteur rendant compte de cette situation. En effet, il peut paraître logique de n'étudier les effets environnementaux que de produits utilisés à relativement grande échelle et depuis un temps suffisamment long pour en observer les effets. Cependant, cette logique ne devrait pas nous exonérer de travaux de même nature concernant le biocontrôle, si possible avant une large utilisation : il s'agit bien de prévenir d'éventuels problèmes plutôt que de constater leur présence.

8.7. Quelles perspectives d'évolution pour le biocontrôle ?

Le corpus d'articles montre un grand dynamisme quant à la recherche de nouvelles solutions de biocontrôle ou l'amélioration de solutions existantes. Ce type d'articles représente la majorité des articles du corpus. Cependant, certains d'entre eux proposent des évolutions dont on peut dès maintenant s'interroger quant à leurs conséquences environnementales.

- **Des utilisations multiples**

Plusieurs articles mentionnent l'utilisation de produits de biocontrôle en dehors de leurs utilisations homologuées par les autorités réglementaires (par exemple *B. thuringiensis* utilisé comme fongicide ou bactéricide). Un autre usage que celui qui est homologué peut être aussi considéré comme un effet secondaire, possiblement positif selon le point de vue. Malgré l'affichage de la spécificité d'action de Bt, des impacts sur d'autres organimes (insectes, champignons) ont été mis en évidence : ce point marque l'intérêt d'intégrer un tel suivi dans la surveillance post AMM. Cette situation a été rencontrée avec d'autres agents de biocontrôle comme le soufre qui peut aussi contrôler des populations d'insectes (Reiff *et al.*, 2021).

- **De nouvelles « formulations » pour augmenter la biodisponibilité des produits**

Certaines particularités méritent d'être mentionnées. Tout d'abord, la nanoformulation de certains agents de biocontrôle semble prometteuse en termes d'efficacité, mais quels en seront les impacts éventuels sur l'environnement (Malaikozhundan *et al*., 2017 ; Ponmurugan, 2017) L'entomovection fait aussi l'objet d'études : un

insecte va transporter des spores de microorganismes jusqu'à sa cible, il peut s'agir d'un prédateur qui transportera des spores d'un microorganisme entomopathogène ou d'un pollinisateur qui transportera des spores d'un microorganisme fongicide sur les fleurs d'une plante à protéger (Zhu et Kim, 2012 ; Karise *et al.*, 2016a).

On retiendra aussi quelques articles sur les effets de la température sur l'efficacité de certains agents de lutte biologique : est-ce l'amorce de travaux sur les effets du changement climatique sur le biocontrôle ?

8.8. *In fine*

A l'issue de l'analyse du corpus et des publications en lien avec les questions de l'ESCo portant sur les produits de biocontrôle, il ressort, d'une manière générale, qu'il existe peu de connaissances sur l'impact des solutions de biocontrôle sur la biodiversité, sur les fonctions écologiques et sur les services écosystémiques. Les produits et stratégies de biocontrôle ont bien des effets sur l'environnement et les articles analysés témoignent de la grande diversité des interactions entre agents de biocontrôle et leur environnement. Si l'on peut, par simplification, considérer de prime abord que les biopesticides sont semblables aux PPP de synthèse, il n'en est pas de même avec l'utilisation d'organismes vivants (macro- et microorganismes) de biocontrôle utilisés pour protéger les cultures. En effet, les interactions avec l'environnement changent complètement de nature puisque ces organismes ont le potentiel de se multiplier, de se déplacer ou d'interagir entre eux. En conséquence, la résilience des écosystèmes qui peut être observée lorsque le PPP de synthèse est dissipé, peut ne pas être observée si l'agent de biocontrôle s'installe dans le milieu où il a été introduit et d'où il pourrait s'échapper pour envahir d'autres milieux. S'il est légitime de s'interroger sur les conséquences en termes d'efficacité du biocontrôle, les questions concernant les conséquences environnementales sont tout autant importantes et ouvrent des perspectives sur d'autres réglementations, notamment celles qui régissent le contrôle des espèces envahissantes (Union européenne, 2014).

La prise en compte des effets non intentionnels des solutions de biocontrôle a pour but d'assurer leur durabilité et comme objectif ultime d'éviter de reproduire les difficultés liées à l'utilisation quasi-généralisée des PPP de synthèse en agriculture conventionnelle. Cela pourrait probablement avoir des répercussions sur les définitions des risques associés au biocontrôle et sur les réglementations afférentes.

Références bibliographiques

Abro, M.A.; Lecompte, F.; Bardin, M.; Nicot, P.C., 2014. Nitrogen fertilization impacts biocontrol of tomato gray mold. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (3): 641-648. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0168-3

Acevedo, J.P.M.; Samuels, R.I.; Machado, I.R.; Dolinski, C., 2007. Interactions between isolates of the entomopathogenic fungus Metarhizium anisopliae and the entomopathogenic nematode Heterorhabditis bacteriophora JPM4 during infection of the sugar cane borer Diatraea saccharalis (Lepidoptera : Pyralidae). *Journal of Invertebrate Pathology*, 96 (2): 187-192. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2007.04.003

ACTA, 2021. *Index Acta biocontrôle*. ACTA.

Adak, T.; Mukherjee, I., 2016. Investigating Role of Abiotic Factors on Spinosad Dissipation. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96 (1): 125-129. http://dx.doi.org/ 10.1007/s00128-015-1644-z

Ahmed, K.S.D.; Stephens, C.; Bistline-East, A.; Williams, C.D.; Mc Donnell, R.J.; Carnaghi, M.; Huallachain, D.O.; Gormally, M.J., 2019. Biological control of pestiferous slugs using Tetanocera elata (Fabricius) (Diptera: Sciomyzidae): Larval behavior and feeding on slugs exposed to Phasmarhabditis hermaphrodita (Schneider, 1859). *Biological Control*, 135: 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.04.003

Ahuja, N.; Batish, D.R.; Singh, H.P.; Kohli, R.K., 2015. Herbicidal activity of eugenol towards some grassy and broad-leaved weeds. *Journal of Pest Science*, 88 (1): 209-218. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-014-0570-x

Akila, R.; Rajendran, L.; Harish, S.; Saveetha, K.; Raguchander, T.; Samiyappan, R., 2011. Combined application of botanical formulations and biocontrol agents for the management of Fusarium oxysporum f. sp. cubense (Foc) causing Fusarium wilt in banana. *Biological Control*, 57 (3): 175-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.02.010

Al-Assiuty, A.; Khalil, M.A.; Ismail, A.W.A.; van Straalen, N.M.; Ageba, M.F., 2014. Effects of fungicides and biofungicides on population density and community structure of soil oribatid mites. *Science of the Total Environment*, 466: 412-420. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.07.063

Alexander, G.J.; Horne, D.; Hanrahan, S.A., 2002. An evaluation of the effects of deltamethrin on two non-target lizard species in the Karoo, South Africa. *Journal of Arid Environments*, 50 (1): 121-133. http://dx.doi.org/10.1006/jare.2001.0848

Alvarez, F.; Anastassiadou, M.; Arena, M.; Auteri, D.; Brancato, A.; Bura, L.; Cabrera, L.C.; Castoldi, A.F.; Chaideftou, E.; Chiusolo, A.; Colagiorgi, A.; Colas, M.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Fait, G.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Kienzler, A.; Leuschner, R.; Lava, R.; Alberto, L.; Lostia, A.; Lythgo, C.; Magrans, O.; Mangas, I.; Miron, I.; Molnar, T.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Santos, M.; Sharp, R.; Szentes, C.; Terron, A.; Tiramani, M.; Vagenende, B.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety Authority, 2021a. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance potassium hydrogen carbonate. *Efsa Journal*, 19 (5): 23. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6593

Alvarez, F.; Arena, M.; Auteri, D.; Borroto, J.; Brancato, A.; Cabrera, L.C.; Castoldi, A.F.; Chiusolo, A.; Colagiorgi, A.; Colas, M.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Fait, G.; Gouliarmou, V.; Ferilli, F.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Kienzler, A.; Leuschner, R.; Lava, R.; Linguadoca, A.; Lythgo, C.; Magrans, O.; Mangas, I.; Miron, I.; Molnar, T.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Santos, M.; Sharp, R.; Szentes, C.; Terron, A.; Tiramani, M.; Vagenende, B.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety, A., 2021b. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance pelargonic acid (nonanoic acid). *Efsa Journal*, 19 (8): 28. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6813

Amichot, M.; Curty, C.; Benguettat-Magliano, O.; Gallet, A.; Wajnberg, E., 2016. Side effects of Bacillus thuringiensis var. kurstaki on the hymenopterous parasitic wasp Trichogramma chilonis. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (4): 3097-3103. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5830-7

Anastasiadis, I.A.; Giannakou, I.O.; Prophetou-Athanasiadou, D.A.; Gowen, S.R., 2008. The combined effect of the application of a biocontrol agent Paecilomyces lilacinus, with various practices for the control of root-knot nematodes. *Crop Protection*, 27 (3-5): 352-361. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2007.06.008

Anastassiadou, M.; Arena, M.; Auteri, D.; Brancato, A.; Bura, L.; Cabrera, L.C.; Chaideftou, E.; Chiusolo, A.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Fait, G.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Leuschner, R.; Lostia, A.; Lythgo, C.; Magrans, O.; Mangas, I.; Miron, I.; Molnar, T.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Santos, M.; Sharp, R.; Sturma, J.; Szentes, C.; Terron, A.; Tiramani, M.; Vagenende, B.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety Authority, 2020. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance abamectin. *Efsa Journal*, 18 (8): 28. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2020.6227

Anastassiadou, M.; Arena, M.; Auteri, D.; Brancato, A.; Bura, L.; Cabrera, L.C.; Chaideftou, E.; Chiusolo, A.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Fait, G.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Leuschner, R.; Lostia, A.; Lythgo, C.; Magrans, O.; Mangas, I.; Miron, I.; Molnar, T.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Santos, M.; Sharp, R.; Szentes, C.; Terron, A.; Tiramani, M.; Vagenende, B.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety Authority, E.F.S., 2021. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Bacillus amyloliquefaciens strain QST 713 (formerly Bacillus subtilis strain QST 713). *Efsa Journal*, 19 (1): 20. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6381

Ansari, M.A.; Shah, F.A.; Butt, T.M., 2008. Combined use of entomopathogenic nematodes and Metarhizium anisopliae as a new approach for black vine weevil, Otiorhynchus sulcatus, control. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 129 (3): 340-347. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00783.x

ANSES, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant. Premières interprétations sanitaires. Préambule. Rapport d'appui scientifique et technique révisé*. Paris: ANSES, 146 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2020SA0030Ra.pdf

Araniti, F.; Sunseri, F.; Abenavoli, M.R., 2014. Phytotoxic activity and phytochemical characterization of Lotus ornithopodioides L., a spontaneous species of Mediterranean area. *Phytochemistry Letters*, 8: 179-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.phytol.2013.08.019

Arena, M.; Auteri, D.; Barmaz, S.; Bellisai, G.; Brancato, A.; Brocca, D.; Bura, L.; Byers, H.; Chiusolo, A.; Marques, D.C.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Erdos, Z.; Fait, G.; Ferreira, L.; Goumenou, M.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Leuschner, R.; Lythgo, C.; Magrans, J.O.; Medina, P.; Miron, I.; Molnar, T.; Nougadere, A.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Sacchi, A.; Santos, M.; Serafimova, R.; Sharp, R.; Stanek, A.; Streissl, F.; Sturma, J.; Szentes, C.; Tarazona, J.; Terron, A.; Theobald, A.; Vagenende, B.; Verani, A.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety Authority, E.F., 2017. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Ampelomyces quisqualis strain AQ10. *Efsa Journal*, 15 (12): 17. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.5078

Arena, M.; Auteri, D.; Barmaz, S.; Brancato, A.; Brocca, D.; Bura, L.; Cabrera, L.C.; Chiusolo, A.; Marques, D.C.; Crivellente, F.; De Lentdecker, C.; Egsmose, M.; Fait, G.; Ferreira, L.; Goumenou, M.; Greco, L.; Ippolito, A.; Istace, F.; Jarrah, S.; Kardassi, D.; Leuschner, R.; Lythgo, C.; Magrans, J.O.; Medina, P.; Miron, I.; Molnar, T.; Nougadere, A.; Padovani, L.; Morte, J.M.P.; Pedersen, R.; Reich, H.; Sacchi, A.; Santos, M.; Serafimova, R.; Sharp, R.; Stanek, A.; Streissl, F.; Sturma, J.; Szentes, C.; Tarazona, J.; Terron, A.; Theobald, A.; Vagenende, B.; Villamar-Bouza, L.; European Food Safety Authority, 2018. Peer review of the pesticide risk assessment of the active substance spinosad. *Efsa Journal*, 16 (5): 33. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5252

Arthurs, S.P.; Lacey, L.A.; Pruneda, J.N.; Rondon, S.I., 2008. Semi-field evaluation of a granulovirus and Bacillus thuringiensis ssp kurstaki for season-long control of the potato tuber moth, Phthorimaea operculella. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 129 (3): 276-285. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00782.x

Asari, S.; Matzen, S.; Petersen, M.A.; Bejai, S.; Meijer, J., 2016. Multiple effects of Bacillus amyloliquefaciens volatile compounds: plant growth promotion and growth inhibition of phytopathogens. *Fems Microbiology Ecology*, 92 (6): 11. http://dx.doi.org/10.1093/femsec/fiw070

Aslam, F.; Khaliq, A.; Matloob, A.; Tanveer, A.; Hussain, S.; Zahir, Z., 2017. Allelopathy in agro-ecosystems: a critical review of wheat allelopathy-concepts and implications. *Chemoecology*, 27 (1): 1-24. http://dx.doi.org/10.1007/s00049-016-0225-x

Awan, Z.A.; Shoaib, A., 2019. Combating early blight infection by employing Bacillus subtilis in combination with plant fertilizers. *Current Plant Biology*, 20: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.cpb.2019.100125

Awkerman, J.A.; Marshall, M.R.; Williams, A.B.; Gale, G.A.; Cooper, R.J.; Raimondo, S., 2011. Assessment of indirect pesticide effects on worm-eating warbler populations in a managed forest ecosystem. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (8): 1843-1851. http://dx.doi.org/10.1002/etc.559

Azaiez, S.; Ben Slimene, I.; Karkouch, I.; Essid, R.; Jallouli, S.; Djebali, N.; Elkahoui, S.; Limam, F.; Tabbene, O., 2018. Biological control of the soft rot bacterium Pectobacterium carotovorum by Bacillus amyloliquefaciens strain Ar10 producing glycolipid-like compounds. *Microbiological Research*, 217: 23-33. http://dx.doi.org/10.1016/j.micres.2018.08.013

Babendreier, D.; Rostas, M.; Hofte, M.C.J.; Kuske, S.; Bigler, F., 2003. Effects of mass releases of Trichogramma brassicae on predatory insects in maize. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 108 (2): 115-124. http://dx.doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00075.x

Babin, A.; Nawrot-Esposito, M.P.; Gallet, A.; Gatti, J.L.; Poirie, M., 2020. Differential side-effects of Bacillus thuringiensis bioinsecticide on non-target Drosophila flies. *Scientific Reports*, 10 (1): 16. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-73145-6

Bader, A.E.; Heinz, K.M.; Wharton, R.A.; Bogran, C.E., 2006. Assessment of interspecific interactions among parasitoids on the outcome of inoculative biological control of leafminers attacking chrysanthemum. *Biological Control*, 39 (3): 441-452. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.06.010

Bai, S.H.; Ogbourne, S., 2016. Eco-toxicological effects of the avermectin family with a focus on abamectin and ivermectin. *Chemosphere*, 154: 204-214. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.113

Bai, W.M.; Kong, F.Y.; Lin, Y.; Zhang, C.S., 2016. Extract of Syringa oblata: A new biocontrol agent against tobacco bacterial wilt caused by Ralstonia solanacearum. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 134: 79-83. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2016.04.002

Bais, H.P.; Fall, R.; Vivanco, J.M., 2004. Biocontrol of Bacillus subtilis against infection of Arabidopsis roots by Pseudomonas syringae is facilitated by biofilm formation and surfactin production. *Plant Physiology*, 134 (1): 307-319. http://dx.doi.org/10.1104/pp.103.028712

Bajwa, W.I.; Aliniazee, M.T., 2001. Spider fauna in apple ecosystem of western Oregon and its field susceptibility to chemical and microbial insecticides. *Journal of Economic Entomology*, 94 (1): 68-75. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493-94.1.68

Barrett, S.; Rathbone, D., 2018. Long-term phosphite application maintains species assemblages, richness and structure of plant communities invaded by Phytophthora cinnamomi. *Austral Ecology*, 43 (4): 360-374. http://dx.doi.org/10.1111/aec.12574

Barton, B.T.; Ives, A.R., 2014. Direct and indirect effects of warming on aphids, their predators, and ant mutualists. *Ecology*, 95 (6): 1479-1484. http://dx.doi.org/10.1890/13-1977.1

Beale, M.H.; Birkett, M.A.; Bruce, T.J.A.; Chamberlain, K.; Field, L.M.; Huttly, A.K.; Martin, J.L.; Parker, R.; Phillips, A.L.; Pickett, J.A.; Prosser, I.M.; Shewry, P.R.; Smart, L.E.; Wadhams, L.J.; Woodcock, C.M.; Zhang, Y.H., 2006. Aphid alarm pheromone produced by transgenic plants affects aphid and parasitoid behavior. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103 (27): 10509-10513. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0603998103

Beck, L.; Rombke, J.; Ruf, A.; Prinzing, A.; Woas, S., 2004. Effects of diflubenzuron and Bacillus thuringiensis var. kurstaki toxin on soil invertebrates of a mixed deciduous forest in the Upper Rhine Valley, Germany. *European Journal of Soil Biology*, 40 (1): 55-62. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2003.08.003

Ben Abdallah, D.; Frikha-Gargouri, O.; Tounsi, S., 2015. Bacillus amyloliquefaciens strain 32a as a source of lipopeptides for biocontrol of Agrobacterium tumefaciens strains. *Journal of Applied Microbiology*, 119 (1): 196-207. http://dx.doi.org/10.1111/jam.12797

Benhamou, N.; le Floch, G.; Vallance, J.; Gerbore, J.; Grizard, D.; Rey, P., 2012. Pythium oligandrum: an example of opportunistic success. *Microbiology-Sgm*, 158: 2679-2694. http://dx.doi.org/10.1099/mic.0.061457-0

Berkvens, N.; Moens, J.; Berkvens, D.; Samih, M.A.; Tirry, L.; De Clercq, P., 2010. Dinocampus coccinellae as a parasitoid of the invasive ladybird Harmonia axyridis in Europe. *Biological Control*, 53 (1): 92-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.11.001

Biondi, A.; Desneux, N.; Siscaro, G.; Zappala, L., 2012. Using organic-certified rather than synthetic pesticides may not be safer for biological control agents: Selectivity and side effects of 14 pesticides on the predator Orius laevigatus. *Chemosphere*, 87 (7): 803-812. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.12.082

Bohan, D.A.; Boursault, A.; Brooks, D.R.; Petit, S., 2011. National-scale regulation of the weed seedbank by carabid predators. *Journal of Applied Ecology*, 48 (4): 888-898. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02008.x

Borowiec, N.; Thaon, M.; Brancaccio, L.; Cailleret, B.; Ris, N.; Vercken, E., 2018. Early population dynamics in classical biological control: establishment of the exotic parasitoid Torymus sinensis and control of its target pest, the chestnut gall wasp Dryocosmus kuriphilus, in France. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 166 (5): 367-379. http://dx.doi.org/10.1111/eea.12660

Botina, L.L.; Bernardes, R.C.; Barbosa, W.F.; Lima, M.A.P.; Guedes, R.N.C.; Martins, G.F., 2020. Toxicological assessments of agrochemical effects on stingless bees (Apidae, Meliponini). *Methodsx*, 7: 18. http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2020.100906

Bouagga, S.; Urbaneja, A.; Rambla, J.L.; Granell, A.; Perez-Hedo, M., 2018. Orius laevigatus strengthens its role as a biological control agent by inducing plant defenses. *Journal of Pest Science*, 91 (1): 55-64. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-017-0886-4

Boulton, T.J.; Otvos, I.S.; Ring, R.A., 2002. Monitoring nontarget Lepidoptera on Ribes cereum to investigate side effects of an operational application of Bacillus thuringiensis subsp kurstaki. *Environmental Entomology*, 31 (5): 903-913. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x-31.5.903

Bourdot, G.W.; Lamoureaux, S.L.; Jackman, S.D.; Noble, A.D.L.; Chapman, D.F., 2019. Ranunculus acris control in dairy pasture - a comparison of herbicides, plant growth promoters, a bioherbicide and pregraze mowing. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 62 (2): 184-199. http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2018.1470991

Brander, S.M.; Gabler, M.K.; Fowler, N.L.; Connon, R.E.; Schlenk, D., 2016. Pyrethroid Pesticides as Endocrine Disruptors: Molecular Mechanisms in Vertebrates with a Focus on Fishes. *Environmental Science & Technology*, 50 (17): 8977-8992. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b02253

Bravo, A.; Gill, S.S.; Soberon, M., 2007. Mode of action of Bacillus thuringiensis Cry and Cyt toxins and their potential for insect control. *Toxicon*, 49 (4): 423-435. http://dx.doi.org/10.1016/j.toxicon.2006.11.022

Bravo, A.; Likitvivatanavong, S.; Gill, S.S.; Soberon, M., 2011. Bacillus thuringiensis: A story of a successful bioinsecticide. *Insect Biochemistry and Molecular Biology*, 41 (7): 423-431. http://dx.doi.org/10.1016/j.ibmb.2011.02.006

Briggs, C.J.; Hoopes, M.F., 2004. Stabilizing effects in spatial parasitoid-host and predator-prey models: a review. *Theoretical Population Biology*, 65 (3): 299-315. http://dx.doi.org/10.1016/j.tpb.2003.11.001

Brimner, T.A.; Boland, G.J., 2003. A review of the non-target effects of fungi used to biologically control plant diseases. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 100 (1): 3-16. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(03)00200-7

Brown, M.W., 2003. Intraguild responses of aphid predators on apple to the invasion of an exotic species, Harmonia axyridis. *Biocontrol*, 48 (2): 141-153. http://dx.doi.org/10.1023/a:1022660005948

Brown, P.M.J.; Roy, H.E., 2018. Native ladybird decline caused by the invasive harlequin ladybird Harmonia axyridis: evidence from a long-term field study. *Insect Conservation and Diversity*, 11 (3): 230-239. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12266

Bruhl, C.A.; Despres, L.; Fror, O.; Patil, C.D.; Poulin, B.; Tetreau, G.; Allgeier, S., 2020. Environmental and socioeconomic effects of mosquito control in Europe using the biocide Bacillus thuringiensis subsp. israelensis (Bti). *Science of the Total Environment*, 724: 16. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137800

Bugeme, D.M.; Knapp, M.; Boga, H.I.; Ekesi, S.; Maniania, N.K., 2014. Susceptibility of developmental stages of Tetranychus urticae (Acari: Tetranychidae) to infection by Beauveria bassiana and Metarhizium anisopliae (Hypocreales: Clavicipitaceae). *International Journal of Tropical Insect Science*, 34 (3): 190-196. http://dx.doi.org/10.1017/s1742758414000381

Bundy, J.G.; Paton, G.I.; Campbell, C.D., 2004. Combined microbial community level and single species biosensor responses to monitor recovery of oil polluted soil. *Soil Biology & Biochemistry*, 36 (7): 1149-1159. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.02.025

Bushra, S.; Tariq, M.; Naeem, M.; Ashfaq, M.; Bodlah, I.; Ali, M., 2017. Effect of Semiochemicals and Plant Extracts on Performance of Aphid Parasitoid, Diaeretiella rapae. *Pakistan Journal of Zoology*, 49 (2): 615-621. http://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/2017.49.2.615.621

Caccia, M.; Lax, P.; Doucet, M.E., 2013. Effect of entomopathogenic nematodes on the plant-parasitic nematode Nacobbus aberrans. *Biology and Fertility of Soils*, 49 (1): 105-109. http://dx.doi.org/10.1007/s00374-012-0724-z

Camacho-Cervantes, M.; Ortega-Iturriaga, A.; Del-Val, E., 2017. From effective biocontrol agent to successful invader: the harlequin ladybird (Harmonia axyridis) as an example of good ideas that could go wrong. *Peerj*, 5: 16. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.3296

Carcamo, H.A.; Parkinson, D.; Volney, J.W.A., 1998. Effects of sulphur contamination on macroinvertebrates in Canadian pine forests. *Applied Soil Ecology*, 9 (1-3): 459-464. http://dx.doi.org/10.1016/s0929-1393(98)00105-x

Cawoy, H.; Debois, D.; Franzil, L.; De Pauw, E.; Thonart, P.; Ongena, M., 2015. Lipopeptides as main ingredients for inhibition of fungal phytopathogens by Bacillus subtilis/amyloliquefaciens. *Microbial Biotechnology*, 8 (2): 281-295. http://dx.doi.org/10.1111/1751-7915.12238

Cawoy, H.; Mariutto, M.; Henry, G.; Fisher, C.; Vasilyeva, N.; Thonart, P.; Dommes, J.; Ongena, M., 2014. Plant Defense Stimulation by Natural Isolates of Bacillus Depends on Efficient Surfactin Production. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 27 (2): 87-100. http://dx.doi.org/10.1094/mpmi-09-13-0262-r

Chandrasekaran, M.; Belachew, S.T.; Yoon, E.; Chun, S.C., 2017. Expression of beta-1,3-glucanase (GLU) and phenylalanine ammonia-lyase (PAL) genes and their enzymes in tomato plants induced after treatment with Bacillus subtilis CBR05 against Xanthomonas campestris pv. vesicatoria. *Journal of General Plant Pathology*, 83 (1): 7-13. http://dx.doi.org/10.1007/s10327-016-0692-5

Chandrasekaran, R.; Revathi, K.; Thanigaivel, A.; Kirubakaran, S.A.; Senthil-Nathan, S., 2014. Bacillus subtilis chitinase identified by matrix-assisted laser desorption/ionization time-of flight/time of flight mass spectrometry has insecticidal activity against Spodoptera litura Fab. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 116: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2014.09.013

Charudattan R; Hiebert E; Currey W; Elliott M; DeValerio J; Maia G, 2020. Design and testing of field application tools for a bioherbicide with a plant virus as active ingredient. *Weeds – Journal of Asian-Pacific Weed Science Society*, 2 (2): 34-41. https://weeds-apwss.scholasticahq.com/article/18619-design-and-testing-of-field-application-tools-for-a-bioherbicide-with-a-plant-virus-as-active-ingredient

Chaudhari, A.K.; Singh, V.K.; Kedia, A.; Das, S.; Dubey, N.K., 2021. Essential oils and their bioactive compounds as eco-friendly novel green pesticides for management of storage insect pests: prospects and retrospects. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (15): 18918-18940. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-12841-w

Cheema, Z.A.; Farooq, M.; Wahid, A., 2013. *Allelopathy: Current Trends and Future Applications*. Berlin and Heidelberg: Springer-Verlag, 520 p.

Chen, H.J.; Zhao, S.; Zhang, K.K.; Zhao, J.M.; Jiang, J.; Chen, F.D.; Fang, W.M., 2018. Evaluation of Soil-Applied Chemical Fungicide and Biofungicide for Control of the Fusarium Wilt of Chrysanthemum and Their Effects on Rhizosphere Soil Microbiota. *Agriculture-Basel*, 8 (12): 15. http://dx.doi.org/10.3390/agriculture8120184

Chen, J.; Li, M.; Zhou, X.; Xie, A.; Cai, Z.; Fu, C.; Peng, Y.; Zhang, H.; Liu, L., 2021. Rotenone-Induced Neurodegeneration Is Enabled by a p38-Parkin-ROS Signaling Feedback Loop. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 69 (46): 13942-13952. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.1c04190

Chen, M.C.; Wang, J.P.; Zhu, Y.J.; Liu, B.; Yang, W.J.; Ruan, C.Q., 2019. Antibacterial activity against Ralstonia solanacearum of the lipopeptides secreted from the Bacillus amyloliquefaciens strain FJAT-2349. *Journal of Applied Microbiology*, 126 (5): 1519-1529. http://dx.doi.org/10.1111/jam.14213

Chen, X.H.; Koumoutsi, A.; Scholz, R.; Eisenreich, A.; Schneider, K.; Heinemeyer, I.; Morgenstern, B.; Voss, B.; Hess, W.R.; Reva, O.; Junge, H.; Voigt, B.; Jungblut, P.R.; Vater, J.; Sussmuth, R.; Liesegang, H.; Strittmatter, A.; Gottschalk, G.; Borriss, R., 2007. Comparative analysis of the complete genome sequence of the plant growth-promoting bacterium Bacillus amyloliquefaciens FZB42. *Nature Biotechnology*, 25 (9): 1007-1014. http://dx.doi.org/10.1038/nbt1325

Chen, X.H.; Koumoutsi, A.; Scholz, R.; Schneider, K.; Vater, J.; Sussmuth, R.; Piel, J.; Borriss, R., 2009. Genome analysis of Bacillus amyloliquefaciens FZB42 reveals its potential for biocontrol of plant pathogens. *Journal of Biotechnology*, 140 (1-2): 27-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiotec.2008.10.011

Chikwenhere, G.P.; Vestergaard, S., 2001. Potential effects of Beauveria bassiana (Balsmo) vuillemin on Neochetina bruchi Hustache (Coleoptera : Curculionidae), a biological control agent of water hyacinth. *Biological Control*, 21 (2): 105-110. http://dx.doi.org/10.1006/bcon.2001.0920

Chong, J.H.; Oetting, R.D., 2007. Intraguild predation and interference by the mealybug predator Cryptolalemus montrouzieri on the parasitoid Leptomastix dactylopii. *Biocontrol Science and Technology*, 17 (9-10): 933-944. http://dx.doi.org/10.1080/09583150701596305

Chowdhury, S.P.; Hartmann, A.; Gao, X.W.; Borriss, R., 2015. Biocontrol mechanism by root-associated Bacillus amyloliquefaciens FZB42-a review. *Frontiers in Microbiology*, 6: 11. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2015.00780

Commission européenne, 2002. Règlement (CE) n°175/2002 de la Commission du 30 janvier 2002 fixant, pour les tomates destinées à la transformation dans le cadre du règlement (CE) n° 2201/96, un montant supplémentaire d'aide pour la campagne 2001/2002 et l'aide de la campagne 2002/2003. *OJ L 30, 31.1.2002, p. 37–38*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:32002R0175

Commission européenne, 2004. Règlement (CE) n° 2229/2004 du 03/12/04 établissant des modalités supplémentaires de mise en oeuvre de la quatrième phase du programme de travail visé à l'article 8, paragraphe 2, de la directive 91/414/CEE *JO L 230 du 19.8.1991, p. 1*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32004R2229&from=EN

Commission européenne, 2007a. Règlement (CE) n°889/2008 de la Commission du 5 septembre 2008 portant sur les modalités d'application du réglement (CE) n°834/2007 du Conseil relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques en ce qui concerne la production biologique, l'étiquetage et les contrôles. *JO L 250 du 18.9.2008, 1-135*. http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:02008R0889-20150101&qid=1428915750067&from=FR

Commission européenne, 2007b. Règlement (CE) n° 1095/2007 de la Commission du 20 septembre 2007 modifiant le règlement (CE) n° 1490/2002 établissant des modalités supplémentaires de mise en œuvre de la troisième phase du programme de travail visé à l'article 8, paragraphe 2, de la directive 91/414/CEE du Conseil, et le règlement (CE) n° 2229/2004 établissant des modalités supplémentaires de mise en œuvre de la quatrième phase du programme de travail visé à l'article 8, paragraphe 2, de la directive 91/414/CEE du Conseil (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *OJ L 246, 21.9.2007, p. 19–28*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32007R1095

Commission européenne, 2008. 2008/317/CE: Décision de la Commission du 10 avril 2008 concernant la non-inscription de la roténone, de l'extrait d'Equisetum et de l'hydrochlorure de quinine à l'annexe I de la directive 91/414/CEE du Conseil et le retrait des autorisations de produits phytopharmaceutiques contenant ces substances [notifiée sous le numéro C(2008) 1293] (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *OJ L 108, 18.4.2008, p. 30–32*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32008D0317

Commission européenne, 2009a. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *OJ L 309, 24.11.2009, p. 71–86*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0128

Commission européenne, 2009b. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *OJ L 309, 24.11.2009, p. 1–50*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX:32009R1107

Commission européenne, 2017. Règlement (UE) 2017/1432 de la commission du 7 août 2017 modifiant le règlement (CE) no 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques en ce qui concerne les critères d'approbation des substances actives à faible risque. *JO UE L205, 59-62*. https://ecophytopic.fr/sites/default/files/CELEX%253A32017R1432%253AFR%253ATXT.pdf

Conseil de l'Europe, 1997. Directive 97/42/CE du Conseil du 27 juin 1997 portant première modification de la directive 90/394/CEE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes au travail (sixième directive particulière au sens de l'article 16 paragraphe 1 de la directive 89/391/CEE) *OJ L 179 08.07.1997, p. 4*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:31997L0042

Conseil de l'Europe, 1999. Directive 1999/38/CE du Conseil du 29 avril 1999 modifiant pour la deuxième fois la directive 90/394/CEE concernant la protection des travailleurs contre les risques liés à l'exposition à des agents cancérigènes au travail, et l'étendant aux agents mutagènes. *OJ L 38 du 01/06/1999 p. 0066 - 0069*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:31999L0038

Cordeau, S.; Triolet, M.; Wayman, S.; Steinberg, C.; Guillemin, J.P., 2016. Bioherbicides: Dead in the water? A review of the existing products for integrated weed management. *Crop Protection*, 87: 44-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.04.016

Cordero-Bueso, G.; Moraga, J.; Rios-Carrasco, M.; Ruiz-Munoz, M.; Cantoral, J.M., 2020. Bacteriophages as an Up-and-Coming Alternative to the Use of Sulfur Dioxide in Winemaking. *Frontiers in Microbiology*, 10: 12. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.02931

Cordier, C.; Alabouvette, C., 2009. Effects of the introduction of a biocontrol strain of Trichoderma atroviride on non target soil micro-organisms. *European Journal of Soil Biology*, 45 (3): 267-274. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2008.12.004

Corio-Costet, M.F., 2007. *Erysiphe necator*. Paris: Tec/Doc Lavoisier, 132 p.

Correa, O.S.; Montecchia, M.S.; Berti, M.F.; Ferrari, M.C.F.; Pucheu, N.L.; Kerber, N.L.; Garcia, A.F., 2009. Bacillus amyloliquefaciens BNM122, a potential microbial biocontrol agent applied on soybean seeds, causes a minor impact on rhizosphere and soil microbial communities. *Applied Soil Ecology*, 41 (2): 185-194. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.10.007

Cui, W.Y.; He, P.J.; Munir, S.; He, P.B.; He, Y.Q.; Li, X.Y.; Yang, L.J.; Wang, B.; Wu, Y.X.; He, P.F., 2019. Biocontrol of Soft Rot of Chinese Cabbage Using an Endophytic Bacterial Strain. *Frontiers in Microbiology*, 10: 12. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.01471

Curioni, A.; Brearley-Smith, E.J.; Marangon, M., 2021. Are Wines from Interspecific Hybrid Grape Varieties Safe for Allergic Consumers? *Journal of Agricultural and Food Chemistry*: 2. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.1c07019

Czerwonka, G.; Konieczna, I.; Zarnowiec, P.; Zielinski, A.; Malinowska-Gniewosz, A.; Galuszka, A.; Migaszewski, Z.; Kaca, W., 2017. Characterization of Microbial Communities in Acidified, Sulfur Containing Soils. *Polish Journal of Microbiology*, 66 (4): 509-517. http://dx.doi.org/10.5604/01.3001.0010.7043

D'Avila, V.A.; Barbosa, W.F.; Guedes, R.N.C.; Cutler, G.C., 2018. Effects of Spinosad, Imidacloprid, and Lambda-cyhalothrin on Survival, Parasitism, and Reproduction of the Aphid Parasitoid Aphidius colemani. *Journal of Economic Entomology*, 111 (3): 1096-1103. http://dx.doi.org/10.1093/jee/toy055

Dai, P.L.; Zhou, W.; Zhang, J.; Jiang, W.Y.; Wang, Q.; Cui, H.J.; Sun, J.H.; Wu, Y.Y.; Zhou, T., 2012. The effects of Bt Cry1Ah toxin on worker honeybees (Apis mellifera ligustica and Apis cerana cerana). *Apidologie*, 43 (4): 384-391. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-011-0103-z

Damien, M.; Tougeron, K., 2019. Prey-predator phenological mismatch under climate change. *Current Opinion in Insect Science*, 35: 60-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2019.07.002

Das, S.; Koner, A.; Barik, A., 2019. A beetle biocontrol agent of rice-field weeds recognizes its host plants by surface wax long-chain alkanes and free fatty acids. *Chemoecology*, 29 (4): 155-170. http://dx.doi.org/10.1007/s00049-019-00285-1

Davis, A.S.; Liebman, M., 2003. Cropping system effects on giant foxtail (Setaria faberi) demography: I. Green manure and tillage timing. *Weed Science*, 51 (6): 919-929. http://dx.doi.org/10.1614/p2002-133a

de Almeida Melo, L.D.; Soccol, V.T.; Soccol, C.R., 2016. Bacillus thuringiensis: mechanism of action, resistance, and new applications: a review. *Critical Reviews in Biotechnology*, 36 (2): 317-326. http://dx.doi.org/10.3109/07388551.2014.960793

De Clercq, P.; Peeters, I.; Vergauwe, G.; Thas, O., 2003. Interaction between Podisus maculiventris and Harmonia axyridis, two predators used in augmentative biological control in greenhouse crops. *Biocontrol*, 48 (1): 39-55. http://dx.doi.org/10.1023/a:1021219714684

de Freitas, G.S.; de Sena, J.G.; Saraiva, W.V.A.; Vieira, I.G.; Oliveira, E.E.; Teodoro, A.V., 2019. Acaricidal Activity of Palm Oil on Aceria guerreronis (Acari: Eriophyidae) and a Nontarget Predator. *Journal of Entomological Science*, 54 (2): 60-68. http://dx.doi.org/10.18474/jes18-67

De Mastro, G.; Fracchiolla, M.; Verdini, L.; Montemurro, P., 2006. Oregano and its potential use as bioherbicide. *1st International Symposium on the Labiatae, Advances in Production, Biotechnology and Utilisation*. San Remo, ITALY. Feb 22-25. Int Soc Horticultural Science, 335-+.

Deberdt, P.; Mfegue, C.V.; Tondje, P.R.; Bon, M.C.; Ducamp, M.; Hurard, C.; Begoude, B.A.D.; Ndoumbe-Nkeng, M.; Hebbar, P.K.; Cilas, C., 2008. Impact of environmental factors, chemical fungicide and biological control on cacao pod production dynamics and black pod disease (Phytophthora megakarya) in Cameroon. *Biological Control*, 44 (2): 149-159. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.10.026

Delabays, N.; Wirth, J.; Bohren, C.; Mermillod, G.; De Joffrey, J.-P., 2009. L'allélopathie: un phénomène controversé, mais prometteur. Etude et applications à l'agronomie. *Revue suisse d'Agriculture*, 41 (6): 313-319.

Delisle, J.F.; Shipp, L.; Brodeur, J., 2015. Apple pollen as a supplemental food source for the control of western flower thrips by two predatory mites, Amblyseius swirskii and Neoseiulus cucumeris (Acari: Phytoseiidae), on potted chrysanthemum. *Experimental and Applied Acarology*, 65 (4): 495-509. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-014-9863-2

Desneux, N.; Ramirez-Romero, R.; Kaiser, L., 2006. Multistep bioassay to predict recolonization potential of emerging parasitoids after a pesticide treatment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (10): 2675-2682. http://dx.doi.org/10.1897/05-562r.1

Devee, A.; Arvaniti, K.; Perdikis, D., 2018. Intraguild predation among three aphidophagous predators. *Bulletin of Insectology*, 71 (1): 11-19.

Devotto, L.; Cisternas, E.; Carrillo, R.; Gerding, M., 2008. Non-target effects of Dalaca pallens blanchard control examined through principal response curves: a guild approach in southern Chile. *Chilean Journal of Agricultural Research*, 68 (3): 228-237.

Devotto, L.; Cisternas, E.; Gerding, M.; Carrillo, R., 2007. Response of grassland soil arthropod community to biological and conventional control of a native moth: using Beauveria bassiana and lambda-cyhalothrin for Dalaca pallens (Lepidoptera : Hepialidae) suppression. *Biocontrol*, 52 (4): 507-531. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-006-9037-1

DGAL, 2001. Note de service DGAL/SDQPV n° 2001-8160 du 20/11/01 relative à l'interdiction de l'arsenite de soude In: Direction générale de l'alimentation, S.-d.d.l.s.e.d.l.p.d.v., Bureau des Intrants et du Biocontrôle,, ed. *DGAL/SDQPV n°2001-8160 du 20/11/01*. 2 p. https://aida.ineris.fr/consultation_document/9839/version_pdf

DGAL, 2021. Liste des produits phytopharmaceutiques de biocontrôle, au titre des aticles L.253-5 et L.253-7 du code rural et de la pêche maritime. In: Direction générale de l'alimentation, S.-d.d.l.s.e.d.l.p.d.v., Bureau des Intrants et du Biocontrôle,, ed. *DGAL/SDSPV/2021-277*. 14 p. https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2021-277/telechargement

Diao, X.P.; Jensen, J.; Hansen, A.D., 2007. Toxicity of the anthelmintic abamectin to four species of soil invertebrates. *Environmental Pollution*, 148 (2): 514-519. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2006.12.002

Dib, H.; Issa, R.; Sauphanor, B.; Capowiez, Y., 2017. Feasibility and efficacy of a new approach for controlling populations of the rosy apple aphid, Dysaphis plantaginea Passerini (Hemiptera: Aphididae) in south-eastern France. *International Journal of Pest Management*, 63 (2): 128-137. http://dx.doi.org/10.1080/09670874.2016.1235741

Dindo, M.L.; Francati, S.; Lanzoni, A.; di Vitantonio, C.; Marchetti, E.; Burgio, G.; Maini, S., 2016. Interactions between the Multicolored Asian Lady Beetle Harmonia axyridis and the Parasitoid Dinocampus coccinellae. *Insects*, 7 (4): 13. http://dx.doi.org/10.3390/insects7040067

Dionisio, A.C.; Rath, S., 2016. Abamectin in soils: Analytical methods, kinetics, sorption and dissipation. *Chemosphere*, 151: 17-29. http://dx.doi.org/ 10.1016/j.chemosphere.2016.02.058

Dodd, A.P., 1940. *The biological campaign against prickly pear*. Brisbane (Australia): Commonwealth Prickly Pear Board, 177 p.

Duchet, C.; Coutellec, M.A.; Franquet, E.; Lagneau, C.; Lagadic, L., 2010. Population-level effects of spinosad and Bacillus thuringiensis israelensis in Daphnia pulex and Daphnia magna: comparison of laboratory and field microcosm exposure conditions. *Ecotoxicology*, 19 (7): 1224-1237. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-010-0507-y

Duke, K.A.; Becker, M.G.; Girard, I.J.; Millar, J.L.; Fernando, W.G.D.; Belmonte, M.F.; de Kievit, T.R., 2017. The biocontrol agent Pseudomonas chlororaphis PA23 primes Brassica napus defenses through distinct gene networks. *Bmc Genomics*, 18: 16. http://dx.doi.org/10.1186/s12864-017-3848-6

Duke, S.O.; Pan, Z.; Bajsa-Hirschel, J.; Boyette, C.D., 2022. The potential future roles of natural compounds and microbial bioherbicides in weed management in crops. 40 (spe1): -. http://dx.doi.org/10.51694/AdvWeedSci/2022;40:seventy-five003

Duran-Lara, E.F.; Valderrama, A.; Marican, A., 2020. Natural Organic Compounds for Application in Organic Farming. *Agriculture-Basel*, 10 (2): 22. http://dx.doi.org/10.3390/agriculture10020041

Duso, C.; Ahmad, S.; Tirello, P.; Pozzebon, A.; Klaric, V.; Baldessari, M.; Malagnini, V.; Angeli, G., 2014. The impact of insecticides applied in apple orchards on the predatory mite Kampimodromus aberrans (Acari: Phytoseiidae). *Experimental and Applied Acarology*, 62 (3): 391-414. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-013-9741-3

Duso, C.; Malagnini, V.; Pozzebon, A.; Castagnoli, M.; Liguori, M.; Simoni, S., 2008. Comparative toxicity of botanical and reduced-risk insecticides to Mediterranean populations of Tetranychus urticae and Phytoseiulus persimilis (Acari Tetranychidae, Phytoseiidae). *Biological Control*, 47 (1): 16-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.06.011

Dutartre, A., 2002. *Panorama des modes de gestion des plantes aquatiques : nuisances, usages, techniques et risques induits*: IRSTEA ; CEMAGREF, 29-42.

Ebrahimi, M.; Sahragard, A.; Talaei-Hassanloui, R., 2012. Effect of Bacillus thuringiensis var. kurstaki on survival and mortality of immature and mature stages of Diadegma insulare parasitizing Plutella xylostella. *Phytoparasitica*, 40 (4): 393-401. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-012-0240-6

Edwards, C.A.; Arancon, N.Q.; Vasko-Bennett, M.; Little, B.; Askar, A., 2009. The relative toxicity of metaldehyde and iron phosphate-based molluscicides to earthworms. *Crop Protection*, 28 (4): 289-294. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2008.11.009

Efsa Panel Biological Hazards BIOHAZ; Allende, A.; Bolton, D.; Chemaly, M.; Davies, R.; Salvador, P.; Escamez, F.; Girones, R.; Herman, L.; Koutsoumanis, K.; Lindqvist, R.; Norrung, B.; Ricci, A.; Robertson, L.; Ru, G.; Sanaa, M.; Simmons, M.; Skandamis, P.; Snary, E.; Speybroeck, N.; Ter Kuile, B.; Threlfall, J.; Wahlstrom, H., 2016. Risks for public health related to the presence of Bacillus cereus and other Bacillus spp. including Bacillus thuringiensis in foodstuffs. *Efsa Journal*, 14 (7): 93. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4524

EFSA Panel on Plant Health, 2010. Risk assessment of the oriental chestnut gall wasp, Dryocosmus kuriphilus for the EU territory and identification and evaluation of risk management options. *Efsa Journal*, 8 (6): 1619. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2010.1619

Efsa Scientific Committee; Hardy, A.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; More, S.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Chaudhry, Q.; Cubadda, F.; Gott, D.; Oomen, A.; Weigel, S.; Karamitrou, M.; Schoonjans, R.; Mortensen, A., 2018. Guidance on risk assessment of the application of nanoscience and nanotechnologies in the food and feed chain: Part 1, human and animal health. *Efsa Journal*, 16 (7): 95. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5327

Eilenberg, J.; Hajek, A.; Lomer, C., 2001. Suggestions for unifying the terminology in biological control. *Biocontrol*, 46 (4): 387-400. http://dx.doi.org/10.1023/a:1014193329979

Elbeshehy, E.K.F., 2017. Inhibitor activity of different medicinal plants extracts from Thuja orientalis, Nigella sativa L., Azadirachta indica and Bougainvillea spectabilis against Zucchini yellow mosaic virus (ZYMV) infecting Citrullus lanatus. *Biotechnology & Biotechnological Equipment*, 31 (2): 270-279. http://dx.doi.org/10.1080/13102818.2017.1279572

Elkelany, U.S.; El-Mougy, N.S.; Abdel-Kader, M.M., 2020. Management of root-knot nematode Meloidogyne incognita of eggplant using some growth-promoting rhizobacteria and chitosan under greenhouse conditions. *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 30 (1): 7. http://dx.doi.org/10.1186/s41938-020-00334-w

Engelen, B.; Meinken, K.; von Wintzingerode, F.; Heuer, H.; Malkomes, H.P.; Backhaus, H., 1998. Monitoring impact of a pesticide treatment on bacterial soil communities by metabolic and genetic fingerprinting in addition to conventional testing procedures. *Applied and Environmental Microbiology*, 64 (8): 2814-2821.

Erlacher, E.; Loibner, A.P.; Kendler, R.; Scherr, K.E., 2013. Distillation fraction-specific ecotoxicological evaluation of a paraffin-rich crude oil. *Environmental Pollution*, 174: 236-243. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.11.031

Espinasse, S.; Chaufaux, J.; Buisson, C.; Perchat, S.; Gohar, M.; Bourguet, D.; Sanchis, V., 2003. Occurrence and linkage between secreted insecticidal toxins in natural isolates of Bacillus thuringiensis. *Current Microbiology*, 47 (6): 501-507. http://dx.doi.org/10.1007/s00284-003-4097-2

European Commission, 2017. *Renewal Assessment Report prepared according to theCommissionRegulation (EU) N° 1107/2009– Deltamethrin –List of endpoints*, 192 p. https://www.efsa.europa.eu/en/consultations/call/180724

European Commission Directorate-General for Research and Innovation Health and Food Safety, 2021. *Working document on the procedure for application of basic substances to be approved in compliance with Article 23 of Regulation (EC) No 1107/2009*, 16 p. https://ec.europa.eu/food/document/download/653f031e-a7c8-415b-9705-8531a13829dc_en

European Food Safety Authority, 2008. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance sulfur. *EFSA Scizntific Report*, 221: 70 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.221r

European Food Safety Authority, 2009. Conclusion regarding the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance paraffin oils (CAS 64742-46-7, 72623-86-0, 97862-82-3). *Efsa Journal*, 7 (4): 59 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.216r

European Food Safety Authority, 2012a. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance [Trichoderma atroviride strain I-1237]. *Efsa Journal*, 10 (10): 2706. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2706

European Food Safety Authority, 2012b. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Candida oleophila strain O. *Efsa Journal*, 10 (11): 2944. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2944

European Food Safety Authority, 2012c. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance iron sulfate. *Efsa Journal*, 10 (1): 2521. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2521

European Food Safety Authority, 2012d. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance potassium phosphonates. *Efsa Journal*, 10 (12): 2963. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2012.2963

European Food Safety Authority, 2013a. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Aureobasidium pullulans (strains DSM 14940 and DSM 14941). *Efsa Journal*, 11 (4): 3183. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3183

European Food Safety Authority, 2013b. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Bacillus pumilus QST 2808. *Efsa Journal*, 11 (8): 3346. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3346

European Food Safety Authority, 2013c. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance disodium phosphonate. *Efsa Journal*, 11 (5): 3213. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3213

European Food Safety Authority, 2013d. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance pyrethrins. *Efsa Journal*, 11 (1): 3032. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3032

European Food Safety Authority, 2013e. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance Trichoderma harzianum Rifai strains T-22 and ITEM-908. *Efsa Journal*, 11 (10): 3055. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3055

European Food Safety Authority, 2014a. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance cerevisane (cell walls of Saccharomyces cerevisiae strain LAS117). *Efsa Journal*, 12 (6): 3583. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3583

European Food Safety Authority, 2014b. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance COS-OGA. *Efsa Journal*, 12 (10): 3868. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2014.3868

European Food Safety Authority, 2015. Conclusion on the peer review of the pesticide risk assessment of the active substance ferric phosphate. *Efsa Journal*, 13 (1): 3973. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3973

Evidente, A.; Cimmino, A.; Andolfi, A.; Vurro, M.; Zonno, M.C.; Mottao, A., 2008. Phyllostoxin and phyllostin, bioactive metabolites produced by phyllosticta cirsii, a potential mycoherbicide for Cirsium arvense Biocontrol. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56 (3): 884-888. http://dx.doi.org/10.1021/jf0731301

Fan, B.; Blom, J.; Klenk, H.P.; Borriss, R., 2017. Bacillus amyloliquefaciens, Bacillus velezensis, and Bacillus siamensis Form an" Operational Group B. amyloliquefaciens" within the B-subtilis Species Complex. *Frontiers in Microbiology*, 8: 15. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2017.00022

Farace, G.; Fernandez, O.; Jacquens, L.; Coutte, F.; Krier, F.; Jacques, P.; Clement, C.; Barka, E.A.; Jacquard, C.; Dorey, S., 2015. Cyclic lipopeptides from Bacillus subtilis activate distinct patterns of defence responses in grapevine. *Molecular Plant Pathology*, 16 (2): 177-187. http://dx.doi.org/10.1111/mpp.12170

Faton, J.-M., 2008. Une expérience drômoise originale : la lutte contre l'ambroisie par le pâturage. *La Garance voyageuse*, 83: 9-11.

Fauvergue, X.; Rusch, A.; Barret, M.; Bardin, M.; Jacquin-Joly, E., 2020. *Biocontrôle : éléments pour une protection agroécologique des cultures*. Versailles: Editions Quae (*Savoir-faire*), 376 p.

Fernandez-Conradi, P.; Castagneyrol, B.; Jactel, H.; Rasmann, S., 2021. Combining phytochemicals and multitrophic interactions to control forest insect pests. *Current Opinion in Insect Science*, 44: 101-106. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2021.04.007

Fernandez, F.J.; Gamez, M.; Garay, J.; Cabello, T., 2020. Do Development and Diet Determine the Degree of Cannibalism in Insects? To Eat or Not to Eat Conspecifics. *Insects*, 11 (4): 21. http://dx.doi.org/10.3390/insects11040242

Ferracini, C.; Ferrari, E.; Saladini, M.A.; Pontini, M.; Corradetti, M.; Alma, A., 2015. Non-target host risk assessment for the parasitoid Torymus sinensis. *Biocontrol*, 60 (5): 583-594. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-015-9676-1

Ferreira, L.; Molina, J.C.; Brasil, C.; Andrade, G., 2003. Evaluation of Bacillus thuringiensis bioinsecticidal protein effects on soil microorganisms. *Plant and Soil*, 256 (1): 161-168. http://dx.doi.org/10.1023/a:1026256700237

Fitzgerald, J.D.; Pepper, N.; Solomon, M.G., 2007. Interactions among predators and phytophagous mites on apple; possible impact on biocontrol of Panonychus ulmi by Typhlodromus pyri in orchards. *Biocontrol Science and Technology*, 17 (9-10): 1009-1019. http://dx.doi.org/10.1080/09583150701666728

Fountain, M.T.; Harris, A.L., 2015. Non-target consequences of insecticides used in apple and pear orchards on Forficula auricularia L. (Dermaptera: Forficulidae). *Biological Control*, 91: 27-33. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.07.007

Fountain, M.T.; Medd, N., 2015. Integrating pesticides and predatory mites in soft fruit crops. *Phytoparasitica*, 43 (5): 657-667. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-015-0485-y

Fournier, B.; Dos Santos, S.P.; Gustavsen, J.A.; Imfeld, G.; Lamy, F.; Mitchell, E.A.D.; Mota, M.; Noll, D.; Planchamp, C.; Heger, T.J., 2020. Impact of a synthetic fungicide (fosetyl-Al and propamocarb-hydrochloride) and a biopesticide (Clonostachys rosea) on soil bacterial, fungal, and protist communities. *Science of the Total Environment*, 738: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139635

Franco, J.C.; da Silva, E.B.; Fortuna, T.; Cortegano, E.; Branco, M.; Suma, P.; La Torre, I.; Russo, A.; Elyahu, M.; Protasov, A.; Levi-Zada, A.; Mendel, Z., 2011. Vine mealybug sex pheromone increases citrus mealybug parasitism by Anagyrus sp. near pseudococci (Girault). *Biological Control*, 58 (3): 230-238. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.06.008

Frank, S.D., 2010. Biological control of arthropod pests using banker plant systems: Past progress and future directions. *Biological Control*, 52 (1): 8-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.09.011

Galvan, T.L.; Koch, R.L.; Hutchison, W.D., 2006. Toxicity of indoxacarb and spinosad to the multicolored Asian lady beetle, Harmonia axyridis (Coleoptera : Coccinellidae), via three routes of exposure. *Pest Management Science*, 62 (9): 797-804. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1223

Gamboa-Loira, B.; Cebrian, M.E.; Franco-Marina, F.; Lopez-Carrillo, L., 2017. Arsenic metabolism and cancer risk: A meta-analysis. *Environmental Research*, 156: 551-558. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.016

Ganeshan, G.; Kumar, A.M., 2005. Pseudomonas fluorescens, a potential bacterial antagonist to control plant diseases. *Journal of Plant Interactions*, 1 (3): 123-134. http://dx.doi.org/10.1080/17429140600907043

Gardiner, M.M.; Landis, D.A., 2007. Impact of intraguild predation by adult Harmonia axyridis (Coleoptera : Coccinellidae) on Aphis glycines (Hemiptera : Aphididae) biological control in cage studies. *Biological Control*, 40 (3): 386-395. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.11.005

Garrido-Jurado, I.; Ruano, F.; Campos, M.; Quesada-Moraga, E., 2011. Effects of soil treatments with entomopathogenic fungi on soil dwelling non-target arthropods at a commercial olive orchard. *Biological Control*, 59 (2): 239-244. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.07.001

Ghahremani, Z.; Escudero, N.; Beltran-Anadon, D.; Saus, E.; Cunquero, M.; Andilla, J.; Loza-Alvarez, P.; Gabaldon, T.; Sorribas, F.J., 2020. Bacillus firmusStrain I-1582, a Nematode Antagonist by Itself and Through the Plant. *Frontiers in Plant Science*, 11: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2020.00796

Ghasemloo, Z.; Pakyari, H.; Arbab, A., 2016. Cannibalism and intraguild predation in the phytoseiid mites Phytoseiulus persimilis and Typhlodromus bagdasarjani (Acari: Phytoseiidae). *International Journal of Acarology*, 42 (3): 149-152. http://dx.doi.org/10.1080/01647954.2016.1141983

Ghasemzadeh, S.; Leman, A.; Messelink, G.J., 2017. Biological control of Echinothrips americanus by phytoseiid predatory mites and the effect of pollen as supplemental food. *Experimental and Applied Acarology*, 73 (2): 209-221. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-017-0191-1

Gontijo, L.M.; Beers, E.H.; Snyder, W.E., 2015. Complementary suppression of aphids by predators and parasitoids. *Biological Control*, 90: 83-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.06.002

Gradish, A.E.; Scott-Dupree, C.D.; Shipp, L.; Harris, C.R.; Ferguson, G., 2011. Effect of reduced risk pesticides on greenhouse vegetable arthropod biological control agents. *Pest Management Science*, 67 (1): 82-86. http://dx.doi.org/10.1002/ps.2036

Grewal, P.S.; Lewis, E.E.; Gaugler, R.; Campbell, J.F., 1994. Host Finding Behaviour as a Predictor of Foraging Strategy in Entomopathogenic Nematodes. *Parasitology*, 108: 207-215. http://dx.doi.org/10.1017/s003118200006830x

Gumus, A.; Karagoz, M.; Shapiro-Ilan, D.; Hazir, S., 2015. A novel approach to biocontrol: Release of live insect hosts pre-infected with entomopathogenic nematodes. *Journal of Invertebrate Pathology*, 130: 56-60. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2015.07.002

Guo, J.H.; Qi, H.Y.; Guo, Y.H.; Ge, H.L.; Gong, L.Y.; Zhang, L.X.; Sun, P.H., 2004. Biocontrol of tomato wilt by plant growth-promoting rhizobacteria. *Biological Control*, 29 (1): 66-72. http://dx.doi.org/10.1016/s1049-9644(03)00124-5

Guo, Q.Y.; Cheng, L.; Zhu, H.X.; Li, W.; Wei, Y.H.; Chen, H.Y.; Guo, L.Z.; Weng, H.; Wang, J., 2020. Herbicidal activity of Aureobasidium pullulans PA-2 on weeds and optimization of its solid-state fermentation conditions. *Journal of Integrative Agriculture*, 19 (1): 173-182. http://dx.doi.org/10.1016/s2095-3119(19)62738-3

Hamberg, L.; Korhonen, K.; Hantula, J., 2012. Interaction between Chondrostereum purpureum and Phlebiopsis gigantea in mixed suspensions and their biocontrol efficacy in spruce logs and birch stumps. *Biocontrol Science and Technology*, 22 (10): 1239-1243. http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2012.720673

Harding, D.P.; Raizada, M.N., 2015. Controlling weeds with fungi, bacteria and viruses: a review. *Frontiers in Plant Science*, 6: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2015.00659

Harwood, J.D.; Samson, R.A.; Obrycki, J.J., 2006. No evidence for the uptake of Cry1Ab Bt-endotoxins by the generalist predator Scarites subterraneus (Coleoptera : Carabidae) in laboratory and field experiments. *Biocontrol Science and Technology*, 16 (4): 377-388. http://dx.doi.org/10.1080/09583150500532071

Hatherly, I.S.; Bale, J.S.; Walters, K.F.A., 2005. Intraguild predation and feeding preferences in three species of phytoseiid mite used for biological control. *Experimental and Applied Acarology*, 37 (1-2): 43-55. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-005-0358-z

Hauschild, R., 2011. Facilitations in the regulation of plant protection products containing baculoviruses. In: Ehlers, R.U., ed. *Regulation of Biological Control Agents*. Springer, 259-266. http://dx.doi.org/10.1007/978-90-481-3664-3_12

Helassa, N.; Quiquampoix, H.; Staunton, S., 2013. Structure, Biological Activity and Environmental Fate of Insecticidal Bt (Bacillus thuringiensis) Cry Proteins of Bacterial and Genetically Modified Plant Origin. In: Xu, J.; Sparks, D.L., eds. *Molecular Environmental Soil Science*. Dordrecht: Springer (Progress in Soil Science), 49-77. http://dx.doi.org/10.1007/978-94-007-4177-5_3

Hernandez-Rosas, F.; Figueroa-Rodriguez, K.A.; Garcia-Pacheco, L.A.; Velasco-Velasco, J.; Sangerman-Jarquin, D.M., 2020. Microorganisms and Biological Pest Control: An Analysis Based on a Bibliometric Review. *Agronomy-Basel*, 10 (11): 14. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10111808

Herth, A., 2011. *Le bio-contrôle pour la protection des cultures, 15 recommandations pour soutenir les technologies vertes. Rapport au Premier ministre*, 154 p. https://www.vie-publique.fr/rapport/31733-le-bio-controle-pour-la-protection-des-cultures-15-recommandations-pou

Hesler, L.S., 2016. Volatile Semiochemicals Increase Trap Catch of Green Lacewings (Neuroptera: Chrysopidae) and Flower Flies (Diptera: Syrphidae) in Corn and Soybean Plots. *Journal of Insect Science*, 16: 8. http://dx.doi.org/10.1093/jisesa/iew057

Hollensteiner, J.; Wemheuer, F.; Harting, R.; Kolarzyk, A.M.; Valeria, S.M.D.; Poehlein, A.; Brzuszkiewicz, E.B.; Nesemann, K.; Braus-Stromeyer, S.A.; Braus, G.H.; Daniel, R.; Liesegang, H., 2017. Bacillus thuringiensis and Bacillus weihenstephanensis Inhibit the Growth of Phytopathogenic Verticillium Species. *Frontiers in Microbiology*, 7: 19. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2016.02171

Honek, A.; Martinkova, Z.; Jarosik, V., 2003. Ground beetles (Carabidae) as seed predators. *European Journal of Entomology*, 100 (4): 531-544. http://dx.doi.org/10.14411/eje.2003.081

Hu, H.Q.; Li, X.S.; He, H., 2010. Characterization of an antimicrobial material from a newly isolated Bacillus amyloliquefaciens from mangrove for biocontrol of Capsicum bacterial wilt. *Biological Control*, 54 (3): 359-365. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.06.015

Huan, Z.B.; Luo, J.H.; Xu, Z.; Xie, D.F., 2015. Residues, dissipation, and risk assessment of spinosad in cowpea under open field conditions. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (11): 8. http://dx.doi.org/ 10.1007/s10661-015-4942-3

Huang, R.; Feng, Z.B.; Chi, X.Y.; Sun, X.Q.; Lu, Y.; Zhang, B.S.; Lu, R.Y.; Luo, W.T.; Wang, Y.H.; Miao, J.; Ge, Y.H., 2018. Pyrrolnitrin is more essential than phenazines for Pseudomonas chlororaphis G05 in its suppression of Fusarium graminearum. *Microbiological Research*, 215: 55-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.micres.2018.06.008

Hummadi, E.H.; Dearden, A.; Generalovic, T.; Clunie, B.; Harrott, A.; Cetin, Y.; Demirbek, M.; Khoja, S.; Eastwood, D.; Dudley, E.; Hazir, S.; Touray, M.; Ulug, D.; Gulsen, S.H.; Cimen, H.; Butt, T., 2021. Volatile organic compounds of Metarhizium brunneum influence the efficacy of entomopathogenic nematodes in insect control. *Biological Control*, 155: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104527

IBMA, 2021. *Les culturales 15-16-17 juin 2021 Terralab, Betheny (51) : Dossier de presse*. Paris: International Biocontrol Manufacturers Association, 9 p. https://www.ibmafrance.com/wp-content/uploads/2021/06/210615_Dossier_Presse_IBMA_France.pdf

Iglesias, J.; Castillejo, J.; Castro, R., 2003. The effects of repeated applications of the molluscicide metaldehyde and the biocontrol nematode Phasmarhabditis hermaphrodita on molluscs, earthworms, nematodes, acarids and collembolans: a two-year study in north-west Spain. *Pest Management Science*, 59 (11): 1217-1224. http://dx.doi.org/10.1002/ps.758

Iqbal, M.; Dubey, M.; McEwan, K.; Menzel, U.; Franko, M.A.; Viketoft, M.; Jensen, D.F.; Karlsson, M., 2018. Evaluation of Clonostachys rosea for Control of Plant- Parasitic Nematodes in Soil and in Roots of Carrot and Wheat. *Phytopathology*, 108 (1): 52-59. http://dx.doi.org/10.1094/phyto-03-17-0091-r

Islam, M.T.; Laatsch, H.; von Tiedemann, A., 2016a. Inhibitory Effects of Macrotetrolides from Streptomyces spp. On Zoosporogenesis and Motility of Peronosporomycete Zoospores Are Likely Linked with Enhanced ATPase Activity in Mitochondria. *Frontiers in Microbiology*, 7: 15. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2016.01824

Islam, M.T.; Rahman, M.; Pandey, P.; Jha, C.K.; Aeron, A., 2016b. *Bacilli and agrobiotechnology*. Springer, 416 p. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-44409-3

Islam, S.; Akanda, A.M.; Prova, A.; Islam, M.T.; Hossain, M.M., 2016c. Isolation and Identification of Plant Growth Promoting Rhizobacteria from Cucumber Rhizosphere and Their Effect on Plant Growth Promotion and Disease Suppression. *Frontiers in Microbiology*, 6: 12. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2015.01360

Jaber, L.R.; Araj, S.E.; Qasem, J.R., 2018. Compatibility of endophytic fungal entomopathogens with plant extracts for the management of sweetpotato whitefly Bemesia tabaci Gennadius (Homoptera: Aleyrodidae). *Biological Control*, 117: 164-171. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.11.009

Jabran, K.; Farooq, M., 2013. Implications of Potential Allelopathic Crops in Agricultural Systems. In: Cheema, Z.A., ed. *Allelopathy*. Berlin Heidelberg: Springer-Verlag, Chapter 15, 349-345. http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-30595-5_15

Jabran, K.; Mahajan, G.; Sardana, V.; Chauhan, B.S., 2015. Allelopathy for weed control in agricultural systems. *Crop Protection*, 72: 57-65. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2015.03.004

Jack, C.N.; Petipas, R.H.; Cheeke, T.E.; Rowland, J.L.; Friesen, M.L., 2021. Microbial Inoculants: Silver Bullet or Microbial Jurassic Park? *Trends in Microbiology*, 29 (4): 299-308. http://dx.doi.org/10.1016/j.tim.2020.11.006

Jamar, L.; Lefrancq, B.; Fassotte, C.; Lateur, M., 2008. A during-infection spray strategy using sulphur compounds, copper, silicon and a new formulation of potassium bicarbonate for primary scab control in organic apple production. *European Journal of Plant Pathology*, 122 (4): 481-493. http://dx.doi.org/10.1007/s10658-008-9315-0

James, D.G., 2003. Pesticide susceptibility of two coccinellids (Stethorus punctum picipes and Harmonia axyridis) important in biological control of mites and aphids in Washington hops. *Biocontrol Science and Technology*, 13 (2): 253-259. http://dx.doi.org/10.1080/0958315021000073510

James, R.R.; McGuire, M.R.; Leland, J.E., 2012. Susceptibility of Adult Alfalfa Leafcutting Bees and Honey Bees to a Microbial Control Agent, Beauveria bassiana. *Southwestern Entomologist*, 37 (1): 13-21. http://dx.doi.org/10.3958/059.037.0102

Jaronski, S.T., 2007. Soil ecology of the entomopathogenic ascomycetes: a critical examination of what we (think) we know. In: Ekesi, S.; Maniania, N.K., eds. *Use of entomopathogenic fungi in biological pest management*. Kerala, India: Research Signpost, 91-143.

Jellinger, K.A., 2015. How close are we to revealing the etiology of Parkinson's disease? *Expert Review of Neurotherapeutics*, 15 (10): 1105-1107. http://dx.doi.org/10.1586/14737175.2015.1079486

Jensen, J.; Diao, X.P.; Scott-Fordsmand, J.J., 2007. Sub-lethal toxicity of the antiparasitic abamectin on earthworms and the application of neutral red retention time as a biomarker. *Chemosphere*, 68 (4): 744-750. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.094

Ji, P.; Campbell, H.L.; Kloepper, J.W.; Jones, J.B.; Suslow, T.V.; Wilson, M., 2006. Integrated biological control of bacterial speck and spot of tomato under field conditions using foliar biological control agents and plant growth-promoting rhizobacteria. *Biological Control*, 36 (3): 358-367. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.09.003

Johnson, M.T.; Follett, P.A.; Taylor, A.D.; Jones, V.P., 2005. Impacts of biological control and invasive species on a non-target native Hawaiian insect. *Oecologia*, 142 (4): 529-540. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-004-1754-5

Jouini, A.; Verdeguer, M.; Pinton, S.; Araniti, F.; Palazzolo, E.; Badalucco, L.; Laudicina, V.A., 2020. Potential Effects of Essential Oils Extracted from Mediterranean Aromatic Plants on Target Weeds and Soil Microorganisms. *Plants-Basel*, 9 (10): 24. http://dx.doi.org/10.3390/plants9101289

Kang, S.M.; Bilal, S.; Shahzad, R.; Kim, Y.N.; Park, C.W.; Lee, K.E.; Lee, J.R.; Lee, I.J., 2020. Effect of Ammonia and Indole-3-acetic Acid Producing Endophytic Klebsiella pneumoniae YNA12 as a Bio-Herbicide forWeed Inhibition: Special Reference with Evening Primroses. *Plants-Basel*, 9 (6): 15. http://dx.doi.org/10.3390/plants9060761

Karagounis, C.; Kourdoumbalos, A.K.; Margaritopoulos, J.T.; Nanos, G.D.; Tsitsipis, J.A., 2006. Organic farming-compatible insecticides against the aphid Myzus persicae (Sulzer) in peach orchards. *Journal of Applied Entomology*, 130 (3): 150-154. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2006.01048.x

Karagoz, M.; Gulcu, B.; Hazir, C.; Kaya, H.K.; Hazir, S., 2009. Biological control potential of Turkish entomopathogenic nematodes against the Mediterranean fruit fly Ceratitis capitata. *Phytoparasitica*, 37 (2): 153-159. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-008-0020-5

Karise, R.; Dreyersdorff, G.; Jahani, M.; Veromann, E.; Runno-Paurson, E.; Kaart, T.; Smagghe, G.; Mand, M., 2016a. Reliability of the entomovector technology using Prestop-Mix and Bombus terrestris L. as a fungal disease biocontrol method in open field. *Scientific Reports*, 6: 8. http://dx.doi.org/10.1038/srep31650

Karise, R.; Muljar, R.; Smagghe, G.; Kaart, T.; Kuusik, A.; Dreyersdorff, G.; Williams, I.H.; Mand, M., 2016b. Sublethal effects of kaolin and the biopesticides Prestop-Mix and BotaniGard on metabolic rate, water loss and longevity in bumble bees (Bombus terrestris). *Journal of Pest Science*, 89 (1): 171-178. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-015-0649-z

Kaur, H.; Parshad, V.R., 2005. Laboratory and field evaluation of three odorant compounds for improving attraction of the lesser bandicoot rat, Bandicota bengalensis (Gray) to 0.0375% coumatetralyl bait. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 56 (3): 135-142. http://dx.doi.org/10.1016/j.ibiod.2005.06.003

Khans, F.R.; Alhewairini, S.S., 2019. Effects of insecticides on natural population of hymenopterous parasitoids in Alfalfa (Medicago sativa L.) agro-ecosystem. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 56 (4): 1087-1093.

Kiewnick, S., 2008. Importance of Multitrophic Interactions for Successful Biocontrol of Plant Parasitic Nematodes with Paecilomyces lilacinus Strain 251. *9th International Congress of Plant Pathology*. Turin, ITALY. Aug 24-29. Springer-Verlag Berlin, 81-92. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4020-8804-9_7

Kiewnick, S.; Sikora, R.A., 2004. Optimizing the efficacy of Paecilomyces lilacinus (strain 251) for the control of root-knot nematodes. *Communications in Agricultural and Applied Biological Sciences*, 69 (3): 373-80.

Kiss, L., 1998. Natural occurrence of ampelomyces intracellular mycoparasites in mycelia of powdery mildew fungi. *New Phytologist*, 140 (4): 709-714. http://dx.doi.org/10.1046/j.1469-8137.1998.00316.x

Koch, R.L., 2003. The multicolored Asian lady beetle, Harmonia axyridis: A review of its biology, uses in biological control, and non-target impacts. *Journal of Insect Science*, 3: 16. http://dx.doi.org/10.1093/jis/3.1.32

Koch, U.T.; Luder, W.; Andrick, U.; Staten, R.T.; Carde, R.T., 2009. Measurement by electroantennogram of airborne pheromone in cotton treated for mating disruption of Pectinophora gossypiella following removal of pheromone dispensers. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 130 (1): 1-9. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00798.x

Kohl, J.; Booij, K.; Kolnaar, R.; Ravensberg, W.J., 2019a. Ecological arguments to reconsider data requirements regarding the environmental fate of microbial biocontrol agents in the registration procedure in the European Union. *Biocontrol*, 64 (5): 469-487. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-019-09964-y

Kohl, J.; Kolnaar, R.; Ravensberg, W.J., 2019b. Mode of Action of Microbial Biological Control Agents Against Plant Diseases: Relevance Beyond Efficacy. *Frontiers in Plant Science*, 10: 19. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2019.00845

Kolar, L.; Erzen, N.K.; Hogerwerf, L.; van Gestel, C.A.M., 2008. Toxicity of abamectin and doramectin to soil invertebrates. *Environmental Pollution*, 151 (1): 182-189. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.02.011

Konecka, E.; Kaznowski, A.; Tomkowiak, D., 2019. Insecticidal activity of mixtures of Bacillus thuringiensis crystals with plant oils of Sinapis alba and Azadirachta indica. *Annals of Applied Biology*, 174 (3): 364-371. http://dx.doi.org/10.1111/aab.12502

Kos, K.; Lackovic, N.; Melika, G.; Matosevic, D., 2021. Diversity and surge in abundance of native parasitoid communities prior to the onset ofTorymus sinensison the Asian chestnut gall wasp (Dryocosmus kuriphilus) in Slovenia, Croatia and Hungary. *Journal of Forestry Research*: 10. http://dx.doi.org/10.1007/s11676-020-01197-5

Krober, M.; Wibberg, D.; Grosch, R.; Eikmeyer, F.; Verwaaijen, B.; Chowdhury, S.P.; Hartmann, A.; Puhler, A.; Schluter, A., 2014. Effect of the strain Bacillus amyloliquefaciens FZB42 on the microbial community in the rhizosphere of lettuce under field conditions analyzed by whole rnetagenome sequencing. *Frontiers in Microbiology*, 5: 16. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2014.00252

Kurtz, B.; Toepfer, S.; Ehlers, R.U.; Kuhlmann, U., 2007. Assessment of establishment and persistence of entomopathogenic nematodes for biological control of western corn rootworm. *Journal of Applied Entomology*, 131 (6): 420-425. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2007.01202.x

Kuske, S.; Widmer, F.; Edwards, P.J.; Turlings, T.C.J.; Babendreier, D.; Bigler, F., 2003. Dispersal and persistence of mass released Trichogramma brassicae (Hymenoptera : Trichogrammatidae) in non-target habitats. *Biological Control*, 27 (2): 181-193. http://dx.doi.org/10.1016/s1049-9644(02)00191-3

Lacey, L.A.; Grzywacz, D.; Shapiro-Ilan, D.I.; Frutos, R.; Brownbridge, M.; Goettel, M.S., 2015. Insect pathogens as biological control agents: Back to the future. *Journal of Invertebrate Pathology*, 132: 1-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2015.07.009

Lagerlof, J.; Ayuke, F.; Bejai, S.; Jorge, G.; Lagerqvist, E.; Meijer, J.; Muturi, J.J.; Soderlund, S., 2015. Potential side effects of biocontrol and plant-growth promoting Bacillus amyloliquefaciens bacteria on earthworms. *Applied Soil Ecology*, 96: 159-164. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2015.08.014

Lam, W.; Paynter, Q.; Zhang, Z.Q., 2019. Predation, prey preference and reproduction of predatory mites Amblydromalus limonicus (Garman), Amblyseius herbicolus (Chant) and Neoseiulus cucumeris (Oudemans) (Mesostigmata: Phytoseiidae) on immature Sericothrips staphylinus Haliday (Thysanoptera: Thripidae), a biocontrol agent of gorse. *Systematic and Applied Acarology*, 24 (3): 508-519. http://dx.doi.org/10.11158/saa.24.3.14

Lambers, H.; Ahmedi, I.; Berkowitz, O.; Dunne, C.; Finnegan, P.M.; Hardy, G.E.S.; Jost, R.; Laliberte, E.; Pearse, S.J.; Teste, F.P., 2013. Phosphorus nutrition of phosphorus-sensitive Australian native plants: threats to plant communities in a global biodiversity hotspot. *Conservation Physiology*, 1 (1): 21. http://dx.doi.org/10.1093/conphys/cot010

Langan, A.M.; Shaw, E.M., 2006. Responses of the earthworm Lumbricus terrestris (L.) to iron phosphate and metaldehyde slug pellet formulations. *Applied Soil Ecology*, 34 (2-3): 184-189. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2006.02.003

Lanzoni, A.; Ade, G.; Martelli, R.; Radeghieri, P.; Pezzi, F., 2014. Technological aspects of Steinernema carpocapsae spray application alone or mixed with Bacillus thuringiensis aizawai in spinach crop. *Bulletin of Insectology*, 67 (1): 115-123.

Larignon, P.; Fontaine, F., 2018. Comprendre le mode d'action de l'arsénite de sodium afin de proposer de nouveaux moyens de lutte. *Actes de colloque de V'innodays, 11 janvier 2018*. Toulouse 9-19. https://www.vignevin-occitanie.com/wp-content/uploads/2018/10/1-Larignon-2018-arsenite-de-soude.pdf

Larkin, R.P., 2016. Impacts of biocontrol products on Rhizoctonia disease of potato and soil microbial communities, and their persistence in soil. *Crop Protection*, 90: 96-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.012

Lassois, L.; de Bellaire, L.D.; Jijakli, M.H., 2008. Biological control of crown rot of bananas with Pichia anomala strain K and Candida oleophila strain O. *Biological Control*, 45 (3): 410-418. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2008.01.013

Lee, L.H.; Chan, K.G.; Stach, J.; Wellington, E.M.H.; Goh, B.H., 2018. Editorial: The Search for Biological Active Agent(s) From Actinobacteria. *Frontiers in Microbiology*, 9: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.00824

Legein, M.; Smets, W.; Vandenheuvel, D.; Eilers, T.; Muyshondt, B.; Prinsen, E.; Samson, R.; Lebeer, S., 2020. Modes of Action of Microbial Biocontrol in the Phyllosphere. *Frontiers in Microbiology*, 11: 18. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2020.01619

Leth, V.; Netland, J.; Andreasen, C., 2008. Phomopsis cirsii: a potential biocontrol agent of Cirsium arvense. *Weed Research*, 48 (6): 533-541. http://dx.doi.oeg/10.1111/j.1365-3180.2008.00666.x

Li, C.Y.; Hu, W.C.; Pan, B.; Liu, Y.; Yuan, S.F.; Ding, Y.Y.; Li, R.; Zheng, X.Y.; Shen, B.; Shen, Q.R., 2017. Rhizobacterium Bacillus amyloliquefaciens Strain SQRT3-Mediated Induced Systemic Resistance Controls Bacterial Wilt of Tomato. *Pedosphere*, 27 (6): 1135-1146. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(17)60406-5

Li, H.R.; Li, B.P.; Lovei, G.L.; Kring, T.J.; Obrycki, J.J., 2021. Interactions Among Native and Non-Native Predatory Coccinellidae Influence Biological Control and Biodiversity. *Annals of the Entomological Society of America*, 114 (2): 119-136. http://dx.doi.org/10.1093/aesa/saaa047

Li, L.H.; Ma, J.C.; Ibekwe, A.M.; Wang, Q.; Yang, C.H., 2016. Cucumber Rhizosphere Microbial Community Response to Biocontrol Agent Bacillus subtilis B068150. *Agriculture-Basel*, 6 (1): 15. http://dx.doi.org/10.3390/agriculture6010002

Li, Y.Q.; Sun, Z.L.; Zhuang, X.F.; Xu, L.; Chen, S.F.; Li, M.Z., 2003. Research progress on microbial herbicides. *Crop Protection*, 22 (2): 247-252. http://dx.doi.org/10.1016/s0261-2194(02)00189-8

Lin, G.Y.; Tanguay, A.; Guertin, C.; Todorova, S.; Brodeur, J., 2017. A new method for loading predatory mites with entomopathogenic fungi for biological control of their prey. *Biological Control*, 115: 105-111. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.09.012

Lins, L.; Dal Maso, S.; Foncoux, B.; Kamili, A.; Laurin, Y.; Genva, M.; Jijakli, M.H.; De Clerck, C.; Fauconnier, M.L.; Deleu, M., 2019. Insights into the Relationships Between Herbicide Activities, Molecular Structure and Membrane Interaction of Cinnamon and Citronella Essential Oils Components. *International Journal of Molecular Sciences*, 20 (16): 16. http://dx.doi.org/10.3390/ijms20164007

Liu, B.; Sengonca, C., 2003. Conjugation of delta-endotoxin from Bacillus thuringiensis with abamectin of Streptomyces avermitilis as a new type of biocide, GCSC-BtA, for control of agricultural insect pests. *Anzeiger Fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, 76 (2): 44-49. http://dx.doi.org/10.1046/j.1439-0280.2003.03010.x

Liu, J.; Liang, Y.S.; Hu, T.; Zeng, H.; Gao, R.; Wang, L.; Xiao, Y.H., 2021. Environmental fate of Bt proteins in soil: Transport, adsorption/desorption and degradation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112805

Liu, J.; Wisniewski, M.; Droby, S.; Tian, S.P.; Hershkovitz, V.; Tworkoski, T., 2011. Effect of heat shock treatment on stress tolerance and biocontrol efficacy of Metschnikowia fructicola. *Fems Microbiology Ecology*, 76 (1): 145-155. http://dx.doi.org/10.1111/j.1574-6941.2010.01037.x

Liu, T.X.; Irungu, R.W.; Dean, D.A.; Harris, M.K., 2013. Impacts of spinosad and lambda-cyhalothrin on spider communities in cabbage fields in south Texas. *Ecotoxicology*, 22 (3): 528-537. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1045-1

Lombaert, E.; Estoup, A.; Facon, B.; Joubard, B.; Gregoire, J.C.; Jannin, A.; Blin, A.; Guillemaud, T., 2014. Rapid increase in dispersal during range expansion in the invasive ladybird Harmonia axyridis. *Journal of Evolutionary Biology*, 27 (3): 508-517. http://dx.doi.org/10.1111/jeb.12316

Loomans, A.J.M., 2021. Every generalist biological control agent requires a special risk assessment. *Biocontrol*, 66 (1): 23-35. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-020-10022-1

Lordan, J.; Alegre, S.; Alins, G.; Sarasua, M.J.; Morton, A.; del Pino, F.G., 2014. Compatibility between Forficula auricularia and entomopathogenic nematodes to be used in pome fruit pest management. *Journal of Applied Entomology*, 138 (9): 635-643. http://dx.doi.org/10.1111/jen.12118

Louda, S.M.; Pemberton, R.W.; Johnson, M.T.; Follett, P.A., 2003. Nontarget effects - The Achilles' Heel of biological control? Retrospective analyses to reduce risk associated with biocontrol introductions. *Annual Review of Entomology*, 48: 365-396. http://dx.dioi.org/10.1146/annurev.ento.48.060402.102800

Ludwig, S.W.; Oetting, R.D., 2001. Susceptibility of natural enemies to infection by Beauveria bassiana and impact of insecticides on Ipheseius degenerans (Acari : Phytoseiidae). *Journal of Agricultural and Urban Entomology*, 18 (3): 169-178.

Lumaret, J.P.; Errouissi, F.; Floate, K.; Rombke, J.; Wardhaugh, K., 2012. A Review on the Toxicity and Non-Target Effects of Macrocyclic Lactones in Terrestrial and Aquatic Environments. *Current Pharmaceutical Biotechnology*, 13 (6): 1004-1060. http://dx.doi.org/10.2174/138920112800399257

Maccagnani, B.; Giacomello, F.; Fanti, M.; Gobbin, D.; Maini, S.; Angeli, G., 2009. Apis mellifera and Osmia cornuta as carriers for the secondary spread of Bacillus subtilis on apple flowers. *Biocontrol*, 54 (1): 123-133. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-008-9163-z

Macfadyen, S.; Zalucki, M.P., 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean Glycine max using a replicated small-plot field experiment. *Insect Science*, 19 (1): 112-120. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2011.01410.x

Macias, F.A.; Mejias, F.J.R.; Molinillo, J.M.G., 2019. Recent advances in allelopathy for weed control: from knowledge to applications. *Pest Management Science*, 75 (9): 2413-2436. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5355

Madeira, F.; di Lascio, A.; Carlino, P.; Costantini, M.L.; Rossi, L.; Pons, X., 2014. Stable carbon and nitrogen isotope signatures to determine predator dispersal between alfalfa and maize. *Biological Control*, 77: 66-75. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.06.009

Malagnoux, L.; Capowiez, Y.; Rault, M., 2015. Impact of insecticide exposure on the predation activity of the European earwig Forficula auricularia. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18): 14116-14126. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4520-9

Malaikozhundan, B.; Vaseeharan, B.; Vijayakumar, S.; Thangaraj, M.P., 2017. Bacillus thuringiensis coated zinc oxide nanoparticle and its biopesticidal effects on the pulse beetle, Callosobruchus maculatus. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 174: 306-314. http://dx.doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2017.08.014

Maloy, O.C.; Lang, K.J., 2003. Carl Freiherr von Tubeuf: Pioneer in biological control of plant diseases. *Annual Review of Phytopathology*, 41: 41-52. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.phyto.41.052002.095444

Malusa, E.; Tosi, L., 2005. Phosphorous acid residues in apples after foliar fertilization: Results of field trials. *Food Additives and Contaminants Part a-Chemistry Analysis Control Exposure & Risk Assessment*, 22 (6): 541-548. http://dx.doi.org/10.1080/02652030500135284

Mamy, L.; Barriuso, E., 2020. Substances naturelles pour la protection des cultures. *Séminaire EcoScience, INRAE – UMR ECOSYS*. Grignon, 6 nov. 2020.

Mamy, L.; Barriuso, E., 2022. Les substances naturelles : une alternative aux pesticides de synthèse. *L'Actualité Chimique*, 470: 9-14.

Mantzoukas, S.; Milonas, P.; Kontodimas, D.; Angelopoulos, K., 2013. Interaction between the entomopathogenic bacterium Bacillus thuringiensis subsp. kurstaki and two entomopathogenic fungi in bio-control of Sesamia nonagrioides (Lefebvre) (Lepidoptera: Noctuidae). *Annals of Microbiology*, 63 (3): 1083-1091. http://dx.doi.org/10.1007/s13213-012-0565-x

Marko, V.; Bogya, S.; Kondorosy, E.; Blommers, L.H.M., 2010. Side effects of kaolin particle films on apple orchard bug, beetle and spider communities. *International Journal of Pest Management*, 56 (3): 189-199. http://dx.doi.org/10.1080/09670870903324206

Marliac, G.; Mazzia, C.; Pasquet, A.; Cornic, J.F.; Hedde, M.; Capowiez, Y., 2016. Management diversity within organic production influences epigeal spider communities in apple orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 73-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.026

Martelli, F.; Hernandes, N.H.; Zuo, Z.; Wang, J.; Wong, C.-O.; Karagas, N.E.; Roessner, U.; Rupasinghe, T.; Robin, C.; Venkatachalam, K.; Perry, T.; Batterham, P.; Bellen, H.J., 2022. Low doses of the organic insecticide spinosad trigger lysosomal defects, elevated ROS, lipid dysregulation, and neurodegeneration in flies. *eLife*, 11: e73812. http://dx.doi.org/10.7554/eLife.73812

Martina-Prieto, D.; Cancelo-Gonzalez, J.; Barral, M.T., 2018. Arsenic Mobility in As-Containing Soils from Geogenic Origin: Fractionation and Leachability. *Journal of Chemistry*, 2018: 14. http://dx.doi.org/10.1155/2018/7328203

Martinez-Zavala, S.A.; Barboza-Perez, U.E.; Hernandez-Guzman, G.; Bideshi, D.K.; Barboza-Corona, J.E., 2020. Chitinases of Bacillus thuringiensis: Phylogeny, Modular Structure, and Applied Potentials. *Frontiers in Microbiology*, 10: 15. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.03032

Masum, M.M.I.; Liu, L.; Yang, M.; Hossain, M.M.; Siddiqa, M.M.; Supty, M.E.; Ogunyemi, S.O.; Hossain, A.; An, Q.; Li, B., 2018. Halotolerant bacteria belonging to operational group Bacillus amyloliquefaciens in biocontrol of the rice brown stripe pathogen Acidovorax oryzae. *Journal of Applied Microbiology*, 125 (6): 1852-1867. http://dx.doi.org/10.1111/jam.14088

Matos, A.D.M.; Gomes, I.C.P.; Nietsche, S.; Xavier, A.A.; Gomes, W.S.; Neto, J.A.D.; Pereira, M.C.T., 2017. Phosphate solubilization by endophytic bacteria isolated from banana trees. *Anais Da Academia Brasileira De Ciencias*, 89 (4): 2945-2954. http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720160111

Mauck, W.L.; Olson, L.E.; Marking, L.L., 1976. Toxicity of natural pyrethrins and five pyrethroids to fish. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 4 (1): 18-29. http://dx.doi.org/10.1007/BF02221012

Maute, K.; French, K.; Bull, C.M.; Story, P.; Hose, G., 2015. Current insecticide treatments used in locust control have less of a short-term impact on Australian arid-zone reptile communities than does temporal variation. *Wildlife Research*, 42 (1): 50-59. http://dx.doi.org/10.1071/wr14194

Mazurkiewicz, A.; Tumialis, D.; Jakubowska, M., 2020. Biological Control Potential of Native Entomopathogenic Nematodes (Steinernematidae and Heterorhabditidae) against Mamestra brassicae L. (Lepidoptera: Noctuidae). *Agriculture-Basel*, 10 (9): 9. http://dx.doi.org/10.3390/agriculture10090388

Mbata, G.N.; Shapiro-Ilan, D.I., 2010. Compatibility of Heterorhabditis indica (Rhabditida: Heterorhabditidae) and Habrobracon hebetor (Hymenoptera: Braconidae) for biological control of Plodia interpunctella (Lepidoptera: Pyralidae). *Biological Control*, 54 (2): 75-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.04.009

McKnight, U.S.; Rasmussen, J.J.; Kronvang, B.; Binning, P.J.; Bjerg, P.L., 2015. Sources, occurrence and predicted aquatic impact of legacy and contemporary pesticides in streams. *Environmental Pollution*, 200: 64-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.02.015

Messelink, G.J.; Bloemhard, C.M.J.; Cortes, J.A.; Sabelis, M.W.; Janssen, A., 2011. Hyperpredation by generalist predatory mites disrupts biological control of aphids by the aphidophagous gall midge Aphidoletes aphidimyza. *Biological Control*, 57 (3): 246-252. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.02.013

Messelink, G.J.; Van Steenpaal, S.E.F.; Ramakers, P.M.J., 2006. Evaluation of phytoseiid predators for control of western flower thrips on greenhouse cucumber. *Biocontrol*, 51 (6): 753-768. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-006-9013-9

Meunier, J.; Dufour, J.; Van Meyel, S.; Rault, M.; Lecureuil, C., 2020. Sublethal exposure to deltamethrin impairs maternal egg care in the European earwig Forficula auricularia. *Chemosphere*, 258: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.127383

Meyling, N.V.; Eilenberg, J., 2007. Ecology of the entomopathogenic fungi Beauveria bassiana and Metarhizium anisopliae in temperate agroecosystems: Potential for conservation biological control. *Biological Control*, 43 (2): 145-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.07.007

Mia, M.A.B.; Shamsuddin, Z.H.; Mahmood, M., 2010. Use of Plant Growth Promoting Bacteria in Banana: A New Insight for Sustainable Banana Production. *International Journal of Agriculture and Biology*, 12 (3): 459-467.

Milner, R.J.; Lim, R.P.; Hunter, D.M., 2002. Risks to the aquatic ecosystem from the application of Metarhizium anisopliae for locust control in Australia. *Pest Management Science*, 58 (7): 718-723. http://dx.doi.org/10.1002/ps.517

Mina, D.; Pereira, J.A.; Lino-Neto, T.; Baptista, P., 2020. Screening the Olive Tree Phyllosphere: Search and Find Potential Antagonists AgainstPseudomonas savastanoipv.savastanoi. *Frontiers in Microbiology*, 11: 12. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2020.02051

Mirhosseini, M.A.; Fathipour, Y.; Holst, N.; Soufbaf, M.; Michaud, J.P., 2019. An egg parasitoid interferes with biological control of tomato leafminer by augmentation of Nesidiocoris tenuis (Hemiptera: Miridae). *Biological Control*, 133: 34-40. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2019.02.009

Mitrovic, M.; Petrovic, A.; Kavallieratos, N.G.; Stary, P.; Petrovic-Obradovic, O.; Tomanovic, Z.; Vorburger, C., 2013. Geographic structure with no evidence for host-associated lineages in European populations of Lysiphlebus testaceipes, an introduced biological control agent. *Biological Control*, 66 (3): 150-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.05.007

Mohammed, A.A., 2018. Lecanicillium muscarium and Adalia bipunctata combination for the control of black bean aphid, Aphis fabae. *Biocontrol*, 63 (2): 277-287. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-018-9868-6

Mojica-Marin, V.; Luna-Olvera, H.A.; Sandoval-Coronado, C.F.; Pereyra-Alferez, B.; Morales-Ramos, L.H.; Gonzalez-Aguilar, N.A.; Hernandez-Luna, C.E.; Alvarado-Gomez, O.G., 2009. Biological control of chili pepper root rot (Capsicum annuum L.) by Bacillus thuringiensis. *Phyton-International Journal of Experimental Botany*, 78: 105-110.

Mostakim, M.; El Abed, S.; Iraqui, M.; Benbrahim, K.F.; Houari, A.; Gounni, A.S.; Ibnsouda, S.K., 2012. Biocontrol potential of a Bacillus subtilis strain against Bactrocera oleae. *Annals of Microbiology*, 62 (1): 211-216. http://dx.doi.org/10.1007/s13213-011-0248-z

Mottes, C.; Lesueur Jannoyer, M.; Le Bail, M.; Guene, M.; Caries, C.; Malezieux, E., 2017. Relationships between past and present pesticide applications and pollution at a watershed outlet: The case of a horticultural catchment in Martinique, French West Indies. *Chemosphere*, 184: 762-773. http://dx.doi.org/ 10.1016/j.chemosphere.2017.06.061

Mukhtar, T.; Hussain, M.A.; Kayani, M.Z., 2013. Biocontrol potential of Pasteuria penetrans, Pochonia chlamydosporia, Paecilomyces lilacinus and Trichoderma harzianum against Meloidogyne incognita in okra. *Phytopathologia Mediterranea*, 52 (1): 66-76.

Muniz, E.R.; Bedini, S.; Sarrocco, S.; Vannacci, G.; Mascarin, G.M.; Fernandes, E.K.K.; Conti, B., 2020. Carnauba wax enhances the insecticidal activity of entomopathogenic fungi against the blowfly Lucilia sericata (Diptera: Calliphoridae). *Journal of Invertebrate Pathology*, 174: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2020.107391

Nakashima, Y.; Birkett, M.A.; Pye, B.J.; Pickett, J.A.; Powell, W., 2004. The role of semiochemicals in the avoidance of the seven-spot ladybird, Coccinella septempunctata, by the aphid parasitoid, Aphidius ervi. *Journal of Chemical Ecology*, 30 (6): 1103-1116. http://dx.doi.org/10.1023/b:joec.0000030266.81665.19

Nawrot-Esposito, M.P.; Babin, A.; Pasco, M.; Poiri, M.; Gatti, J.L.; Gallet, A., 2020. Bacillus thuringiensis Bioinsecticides Induce Developmental Defects in Non-Target Drosophila melanogaster Larvae. *Insects*, 11 (10): 24. http://dx.doi.org/10.3390/insects11100697

Ndereyimana, A.; Nyalala, S.; Murerwa, P.; Gaidashova, S., 2020. Field efficacy of entomopathogens and plant extracts on Tuta absoluta Meyrick (Lepidoptera: Gelechiidae) infesting tomato in Rwanda. *Crop Protection*, 134: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105183

Nelson, L.S.; Shearer, J.F., 2005. 2,4-D and Mycoleptodiscus terrestris for control of Eurasian watermilfoil. *Journal of Aquatic Plant Management*, 43: 29-34.

Nielsen, C.; Skovgard, H.; Steenberg, T., 2005. Effect of Metarhizium anisopliae (Deuteromycotina : Hyphomycetes) on survival and reproduction of the filth fly parasitoid, Spalangia cameroni (Hymenoptera : Pteromalidae). *Environmental Entomology*, 34 (1): 133-139. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x-34.1.133

Nieves-Aldrey, J.L.; Gil-Tapetado, D.; Gavira, O.; Boyero, J.R.; Polidori, C.; Lombardero, M.J.; Blanco, D.; del Castillo, C.R.; Rodriguez-Rojo, P.; Vela, J.M.; Wong, E., 2019. Torymus sinensis Kamijo, a biocontrol agent against the invasive chestnut gall wasp Dryocosmus kuriphilus Yasumatsu in Spain: its natural dispersal from France and first data on establishment after experimental releases. *Forest Systems*, 28 (1): 11. http://dx.doi.org/10.5424/fs/2019281-14361

Nikolova, I.; Georgieva, N.; Tahsin, N., 2015. Toxicity of neem and pyrethrum products applied alone and in combination with different organic products to some predators and their population density. *Romanian Agricultural Research*, 32: 291-301.

Oestergaard, J.; Belau, C.; Strauch, O.; Ester, A.; van Rozen, K.; Ehlers, R.U., 2006. Biological control of Tipula paludosa (Diptera : Nematocera) using entomopathogenic nematodes (Steinernema spp.) and Bacillus thuringiensis subsp israelensis. *Biological Control*, 39 (3): 525-531. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.07.003

Ohtonen, R.; Ohtonen, A.; Luotonen, H.; Markkola, A.M., 1992. Enchytraeid and nematode numbers in urban, polluted Scots pine (Pinus sylvestris) stands in relation to other soil biological parameters. *Biology and Fertility of Soils*, 13 (1): 50-54. http://dx.doi.org/10.1007/bf00337238

Okigbo, R.N., 2003. Mycoflora of tuber surface of white yam (Dioscorea rotundata poir) and postharvest control of pathogens with Bacillus subtilis. *Mycopathologia*, 156 (2): 81-85.

Oliveira, C.R.; Garcia, T.D.; Franco-Belussi, L.; Salla, R.F.; Souza, B.F.S.; de Melo, N.F.S.; Irazusta, S.P.; Jones-Costa, M.; Silva-Zacarin, E.C.M.; Fraceto, L.F., 2019. Pyrethrum extract encapsulated in nanoparticles: Toxicity studies based on genotoxic and hematological effects in bullfrog tadpoles. *Environmental Pollution*, 253: 1009-1020. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.07.037

Olowe, O.M.; Akanmu, A.O.; Asemoloye, M.D., 2020. Exploration of microbial stimulants for induction of systemic resistance in plant disease management. *Annals of Applied Biology*, 177 (3): 282-293. http://dx.doi.org/10.1111/aab.12631

Olson, S., 2015. An analysis of the biopesticide market now and where it is going. *Outlooks on Pest Management;*, 26, (5): 203-206. http://dx.doi.org/10.1564/v26_oct_04

Oluwafemi, A.R.; Rao, Q.; Wang, X.Q.; Zhang, H.Y., 2009. Effect of Bacillus thuringiensis on Habrobracon hebetor during combined biological control of Plodia interpunctella. *Insect Science*, 16 (5): 409-416. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2009.01262.x

Omer, Z.S.; Jacobsson, K.; Eberhard, T.H.; Johansson, L.K.H., 2010. Bacteria considered as biocontrol agents to control growth of white clover on golf courses. *Acta Agriculturae Scandinavica Section B-Soil and Plant Science*, 60 (3): 193-198. http://dx.doi.org/10.1080/09064710902773637

Ownley, B.H.; Gwinn, K.D.; Vega, F.E., 2010. Endophytic fungal entomopathogens with activity against plant pathogens: ecology and evolution. *Biocontrol*, 55 (1): 113-128. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-009-9241-x

Pan, Z.Z.; Xu, L.; Zheng, Y.S.; Niu, L.Y.; Liu, B.; Fu, N.Y.; Shi, Y.; Chen, Q.X.; Zhu, Y.J.; Guan, X., 2019. Synthesis and Characterization of Cry2Ab-AVM Bioconjugate: Enhanced Affinity to Binding Proteins and Insecticidal Activity. *Toxins*, 11 (9): 13. http://dx.doi.org/10.3390/toxins11090497

Pan, Z.Z.; Zhu, Y.J.; Chen, Z.; Ruan, C.Q.; Xu, L.; Chen, Q.X.; Liu, B., 2013. A protein engineering of Bacillus thuringiensis delta-endotoxin by conjugating with 4 "-O-succinoyl abamectin. *International Journal of Biological Macromolecules*, 62: 211-216. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijbiomac.2013.08.044

Park, J.M.; Radhakrishnan, R.; Kang, S.M.; Lee, I.J., 2015. IAA Producing Enterobacter sp I-3 as a Potent Bio-herbicide Candidate for Weed Control: A Special Reference with Lettuce Growth Inhibition. *Indian Journal of Microbiology*, 55 (2): 207-212. http://dx.doi.org/10.1007/s12088-015-0515-y

Parlement européen, 2018. Règlement (UE) 2018/848 du Parlement européen et du Conseil du 30 mai 2018 relatif à la production biologique et à l'étiquetage des produits biologiques, et abrogeant le règlement (CE) no 834/2007 du Conseil. *OJ L 150, 14.6.2018, p. 1–92.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32018R0848

Patkowska, E.; Mielniczuk, E.; Jamiolkowska, A.; Skwarylo-Bednarz, B.; Dotewicz-Wozniak, M.B., 2020. The Influence of Trichoderma harzianum Rifai T-22 and Other Biostimulants on Rhizosphere Beneficial Microorganisms of Carrot. *Agronomy-Basel*, 10 (11): 27. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10111637

Paul, S.; Paul, B.; Khan, M.A.; Aggarwal, C.; Rathi, M.S.; Tyagi, S.P., 2017. Characterization and evaluation of Bacillus thuringiensis var. kurstaki based formulation for field persistence and insect biocontrol. *Indian Journal of Agricultural Sciences*, 87 (4): 473-478.

Pecen, A.; Kaskavalci, G.; Mistanoglu, I., 2013. Nematicidal efficacies of several organic and microbial fertilizers against Root-knot nematodes (Meloidogyne spp.) in organic tomato farming. *Turkiye Entomoloji Dergisi-Turkish Journal of Entomology*, 37 (4): 513-522.

Pekar, S., 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science*, 68 (11): 1438-1446. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3397

Pereira, J.L.; Picanco, M.C.; da Silva, A.A.; de Barros, E.C.; da Silva, R.S.; Galdino, T.V.D.; Marinho, C.G.S., 2010. Ants as Environmental Impact Bioindicators From Insecticide Application on Corn. *Sociobiology*, 55 (1): 153-164.

Pereira, P.; Nesci, A.; Etcheverry, M., 2007. Effects of biocontrol agents on Fusarium verticillioides count and fumonisin content in the maize agroecosystem: Impact on rhizospheric bacterial and fungal groups. *Biological Control*, 42 (3): 281-287. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.05.015

Perez-Gonzalez, O.; Rodriguez-Guerra, R.; Lopez-Arroyo, J.I.; Sandoval-Coronado, C.F.; Maldonado-Blanco, M.G., 2016. Effect of Mexican Hirsutella citriformis (Hypocreales: Ophiocordycipitaceae) strains on Diaphorina citri (Hemiptera: Liviidae) and the predators Chrysoperla rufilabris (Neuroptera: Chrysopidae) and Hippodamia convergens (Coleoptera: Coccinellidae). *Florida Entomologist*, 99 (3): 509-515. http://dx.doi.org/10.1653/024.099.0325

Petit, S.; Trichard, A.; Biju-Duval, L.; McLaughlin, O.B.; Bohan, D.A., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 240: 45–53. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014

Peveling, R.; McWilliam, A.N.; Nagel, P.; Rasolomanana, H.; Raholijaona; Rakotomianina, L.; Ravoninjatovo, A.; Dewhurst, C.F.; Gibson, G.; Rafanomezana, S.; Tingle, C.C.D., 2003. Impact of locust control on harvester termites and endemic vertebrate predators in Madagascar. *Journal of Applied Ecology*, 40 (4): 729-741. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00833.x

Pochubay, E.A.; Grieshop, M.J., 2012. Intraguild predation of Neoseiulus cucumeris by Stratiolaelaps miles and Atheta coriaria in greenhouse open rearing systems. *Biological Control*, 63 (2): 195-200. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2012.08.003

Ponmurugan, P., 2017. Biosynthesis of silver and gold nanoparticles using Trichoderma atroviride for the biological control of Phomopsis canker disease in tea plants. *Iet Nanobiotechnology*, 11 (3): 261-267. http://dx.doi.org/10.1049/iet-nbt.2016.0029

Poulin, B.; Lefebvre, G., 2018. Perturbation and delayed recovery of the reed invertebrate assemblage in Camargue marshes sprayed with Bacillus thuringiensis israelensis. *Insect Science*, 25 (4): 542-548. http://dx.doi.org/10.1111/1744-7917.12416

Poulin, B.; Lefebvre, G.; Paz, L., 2010. Red flag for green spray: adverse trophic effects of Bti on breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 884-889. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01821.x

Pozdnyakova, N.N.; Nikitina, V.E.; Turovskaya, O.V., 2008. Bioremediation of oil-polluted soil with an association including the fungus Pleurotus ostreatus and soil microflora. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 44 (1): 60-65. http://dx.doi.org/10.1134/s0003683808010109

Prieto-Ruiz, I.; Garzo, E.; Moreno, A.; Dader, B.; Medina, P.; Vinuela, E.; Fereres, A., 2019. Supplementary UV radiation on eggplants indirectly deters Bemisia tabaci settlement without altering the predatory orientation of their biological control agents Nesidiocoris tenuis and Sphaerophoria rueppellii. *Journal of Pest Science*, 92 (3): 1057-1070. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-019-01103-x

Prischmann-Voldseth, D.A.; Dashiell, K.E., 2013. Effects of releasing a generalist predator (Acari: Gaeolaelaps aculeifer) on a subterranean insect herbivore (Coleoptera: Diabrotica virgifera virgifera). *Biological Control*, 65 (2): 190-199. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.03.002

Punshon, T.; Jackson, B.P.; Meharg, A.A.; Warczack, T.; Scheckel, K.; Guerinot, M.L., 2017. Understanding arsenic dynamics in agronomic systems to predict and prevent uptake by crop plants. *Science of the Total Environment*, 581: 209-220. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.111

Qayyum, M.A.; Wakil, W.; Arif, M.J.; Sahi, S.T., 2015. Bacillus thuringiensis and Nuclear Polyhedrosis Virus for the Enhanced Bio-control of Helicoverpa armigera. *International Journal of Agriculture and Biology*, 17 (5): 1043-1048. http://dx.doi.org/10.17957/IJAB/15.0025

Quesada, C.R.; Sadof, C.S., 2020. Residual toxicity of insecticides to Chrysoperla rufilabris and Rhyzobius lophanthae predators as biocontrol agents of pine needle scale. *Crop Protection*, 130: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2019.105044

Ram, A.; Kumar, D.; Babu, S.; Prasad, D.; Dev, I., 2017. Effect of sulphur on soil biological properties, residual fertility and yield of aerobic rice grown under aerobic rice-wheat cropping system in Inceptisols. *Journal of Environmental Biology*, 38 (4): 587-593. http://dx.doi.org/10.22438/jeb/38/4/MS-275

Rannback, L.M.; Cotes, B.; Anderson, P.; Ramert, B.; Meyling, N.V., 2015. Mortality risk from entomopathogenic fungi affects oviposition behavior in the parasitoid wasp Trybliographa rapae. *Journal of Invertebrate Pathology*, 124: 78-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2014.11.003

Ravnskov, S.; Jensen, B.; Knudsen, I.M.B.; Bodker, L.; Jensen, D.F.; Karlinski, L.; Larsen, J., 2006. Soil inoculation with the biocontrol agent Clonostachys rosea and the mycorrhizal fungus Glomus intraradices results in mutual inhibition, plant growth promotion and alteration of soil microbial communities. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (12): 3453-3462. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.003

Raza, W.; Wei, Z.; Ling, N.; Huang, Q.W.; Shen, Q.R., 2016. Effect of organic fertilizers prepared from organic waste materials on the production of antibacterial volatile organic compounds by two biocontrol Bacillus amyloliquefaciens strains. *Journal of Biotechnology*, 227: 43-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.jbiotec.2016.04.014

Reiff, J.M.; Ehringer, M.; Hoffmann, C.; Entling, M.H., 2021. Fungicide reduction favors the control of phytophagous mites under both organic and conventional viticulture. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107172

République Française, 2012a. Arrêté du 28 juin 2012 relatif aux demandes d'autorisation d'entrée sur le territoire et d'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique. *JORF n°0151 du 30 juin 2012*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000026088692/2021-01-13/

République Française, 2012b. Décret n° 2012-140 du 30 janvier 2012 relatif aux conditions d'autorisation d'entrée sur le territoire et d'introduction dans l'environnement de macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique. *JORF n°0026 du 31 janvier 2012*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000025241913/

République Française, 2014. Loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt. *JORF n°0238 du 14 octobre 2014*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000029573022/

République Française, 2015. Arrêté du 26 février 2015 établissant la liste des macro-organismes non indigènes utiles aux végétaux, notamment dans le cadre de la lutte biologique dispensés de demande d'autorisation d'entrée sur un territoire et d'introduction dans l'environnement. *JORF n°0094 du 22 avril 2015*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000030511750/

Ribeiro, L.P.; Blume, E.; Bogorni, P.C.; Dequech, S.T.B.; Brand, S.C.; Junges, E., 2012. Compatibility of Beauveria bassiana commercial isolate with botanical insecticides utilized in organic crops in southern Brazil. *Biological Agriculture & Horticulture*, 28 (4): 223-240. http://dx.doi.org/10.1080/01448765.2012.735088

Rice, E.L., 1984. *Allelopathy?* . United States: Elsevier Science Publishing Co Inc.

Rillig, M.C.; Ryo, M.; Lehmann, A.; Aguilar-Trigueros, C.A.; Buchert, S.; Wulf, A.; Iwasaki, A.; Roy, J.; Yang, G.W., 2019. The role of multiple global change factors in driving soil functions and microbial biodiversity. *Science*, 366 (6467): 886-890. http://dx.doi.org/10.1126/science.aay2832

Roberts, P.D.; Momol, M.T.; Ritchie, L.; Olson, S.M.; Jones, J.B.; Balogh, B., 2008. Evaluation of spray programs containing famoxadone plus cymoxanil, acibenzolar-S-methyl, and Bacillus subtilis compared to copper sprays for management of bacterial spot on tomato. *Crop Protection*, 27 (12): 1519-1526. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2008.06.007

Robin, D.C.; Marchand, P.A., 2019. Evolution of the biocontrol active substances in the framework of the European Pesticide Regulation (EC) No. 1107/2009. *Pest Management Science*, 75 (4): 950-958. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5199

Robin, D.C.; Marchand, P.A., 2020. Macroorganismes de biocontrôle en France, état des lieux. *Innovations Agronomiques*, 79: 425-439. http://dx.doi.org/10.15454/gtk0-6y86

Rodriguez, E.; Pena, A.; Raya, A.J.S.; Campos, M., 2003. Evaluation of the effect on arthropod populations by using deltamethrin to control Phloeotribus scarabaeoides Bern. (Coleoptera : Scolytidae) in olive orchards. *Chemosphere*, 52 (1): 127-134. http://dx.doi.org/10.1016/s0045-6535(03)00184-x

Rohde, C.; Alcides, M.; Mertz, N.R.; Krupa, P.; Ramalho, K.R.D., 2013. Compatibility of entomopathogenic nematodes and aqueous plant extracts aiming at the control of fruit fly Ceratitis capitata (Wiedemann) (Diptera: Tephritidae). *Semina-Ciencias Agrarias*, 34 (3): 1033-1042. http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2013v34n3p1033

Romdhane, S.; Devers-Lamrani, M.; Barthelmebs, L.; Calvayrac, C.; Bertrand, C.; Cooper, J.F.; Dayan, F.E.; Martin-Laurent, F., 2016. Ecotoxicological Impact of the Bioherbicide Leptospermone on the Microbial Community of Two Arable Soils. *Frontiers in Microbiology*, 7: 12. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2016.00775

Rondoni, G.; Borges, I.; Collatz, J.; Conti, E.; Costamagna, A.C.; Dumont, F.; Evans, E.W.; Grez, A.A.; Howe, A.G.; Lucas, E.; Maisonhaute, J.E.; Soares, A.O.; Zaviezo, T.; Cock, M.J.W., 2021. Exotic ladybirds for biological control of herbivorous insects - a review. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 169 (1): 6-27. http://dx.doi.org/10.1111/eea.12963

Rondoni, G.; Onofri, A.; Ricci, C., 2012. Laboratory studies on intraguild predation and cannibalism among coccinellid larvae (Coleoptera: Coccinellidae). *European Journal of Entomology*, 109 (3): 353-362. http://dx.doi.org/10.14411/eje.2012.046

Rondot, Y.; Reineke, A., 2019. Endophytic Beauveria bassiana activates expression of defence genes in grapevine and prevents infections by grapevine downy mildew Plasmopara viticola. *Plant Pathology*, 68 (9): 1719-1731. http://dx.doi.org/10.1111/ppa.13089

Rosa, J.S.; Simoes, N., 2004. Evaluation of twenty-eight strains of Heterorhabditis bacteriophora isolated in Azores for biocontrol of the armyworm, Pseudaletia unipuncta (Lepidoptera : Noctuidae). *Biological Control*, 29 (3): 409-417. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2003.07.004

Rotich, E.; Mmbaga, M.T.; Joshua, J., 2020. Biological control of powdery mildew on Cornus florida using endophytic Bacillus thuringiensis. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 42 (2): 182-191. http://dx.doi.org/10.1080/07060661.2019.1641555

Rott, A.S.; Ponsonby, D.J., 2000. Improving the control of Tetranychus urticae on edible glasshouse crops using a specialist coccinellid (Stethorus punctillum Weise) and a generalist mite (Amblyseius californicus McGregor) as biocontrol agents. *Biocontrol Science and Technology*, 10 (4): 487-498. http://dx.doi.org/10.1080/09583150050115070

Roy, H.E.; Brown, P.M.J.; Rothery, P.; Ware, R.L.; Majerus, M.E.N., 2008. Interactions between the fungal pathogen Beauveria bassiana and three species of coccinellid: Harmonia axyridis, Coccinella septempunctata and Adalia bipunctata. *Biocontrol*, 53 (1): 265-276. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-007-9122-0

Roy, H.E.; Cottrell, T.E., 2008. Forgotten natural enemies: Interactions between coccinetlids and insect-parasitic fungi. *European Journal of Entomology*, 105 (3): 391-398. http://dx.doi.org/10.14411/eje.2008.049

Roy, M.; Brodeur, J.; Cloutier, C., 2005. Seasonal activity of the spider mite predators Stethorus punctillum (Coleoptera : Coccinellidae) and Neoseiulus fallacis (Acarina : Phytoseiidae) in raspberry, two predators of Tetranychus mcdanieli (Acarina : Tetranychidae). *Biological Control*, 34 (1): 47-57. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2005.03.012

Royer, J.E.; Teakle, G.E.; Ahoafi, E.; Mayer, D.G., 2019. Methyl-isoeugenol, a significantly more attractive male lure for the methyl eugenol-responsive Pacific fruit fly, Bactrocera xanthodes (Diptera: Tephritidae). *Austral Entomology*, 58 (4): 800-804. http://dx.doi.org/10.1111/aen.12398

Rudolf, V.H.W., 2008. The impact of cannibalism in the prey on predator-prey systems. *Ecology*, 89 (11): 3116-3127. http://dx.doi.org/10.1890/08-0104.1

Saber, A.A.; Hamed, S.M.; Abdel-Rahim, E.F.M.; Cantonati, M., 2018. Insecticidal prospects of algal and cyanobacterial extracts against the cotton leafworm spodoptera littoralis. *Vie Et Milieu-Life and Environment*, 68 (4): 199-212.

Saber, M.; Hejazi, M.J.; Hassan, S.A., 2004. Effects of azadirachtin/neemazal on different stages and adult life table parameters of Trichogramma cacoeciae (Hymenoptera : Trichogrammatidae). *Journal of Economic Entomology*, 97 (3): 905-910. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493(2004)097[0905:eonods]2.0.co;2

Sajitha, K.L.; Dev, S.A.; Florence, E.J., 2018. Biocontrol potential of Bacillus subtilis B1 against sapstain fungus in rubber wood. *European Journal of Plant Pathology*, 150 (1): 237-244. http://dx.doi.org/10.1007/s10658-017-1272-z

Salinas, K.A.; Edenborn, S.L.; Sexstone, A.J.; Kotcon, J.B., 2007. Bacterial preferences of the bacterivorous soil nematode Cephalobus brevicauda (Cephatobidae): Effect of bacterial type and size. *Pedobiologia*, 51 (1): 55-64. http://dx.doi.org/10.1016/j.pedobi.2006.12.003

Salunkhe, R.B.; Patil, C.D.; Salunke, B.K.; Rosas-Garcia, N.M.; Patil, S.V., 2013. Effect of wax degrading bacteria on life cycle of the pink hibiscus mealybug, Maconellicoccus hirsutus (Green) (Hemiptera: Pseudococcidae). *Biocontrol*, 58 (4): 535-542. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-013-9513-3

Salvia, M.V.; Ben Jrad, A.; Raviglione, D.; Zhou, Y.X.; Bertrand, C., 2018. Environmental Metabolic Footprinting (EMF) vs. half-life: a new and integrative proxy for the discrimination between control and pesticidesexposed sediments in order to further characterise pesticides' environmental impact. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (30): 29841-29847. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9600-6

Santner, A.; Calderon-Villalobos, L.I.A.; Estelle, M., 2009. Plant hormones are versatile chemical regulators of plant growth. *Nature Chemical Biology*, 5 (5): 301-307. http://dx.doi.org/10.1038/nchembio.165

Savazzini, F.; Longa, C.M.O.; Pertot, I., 2009. Impact of the biocontrol agent Trichoderma atroviride SC1 on soil microbial communities of a vineyard in northern Italy. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (7): 1457-1465. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.03.027

Sayed, A.M.M.; Behle, R.W., 2017. Evaluating a dual microbial agent biopesticide with Bacillus thuringiensis var. kurstaki and Beauveria bassiana blastospores. *Biocontrol Science and Technology*, 27 (4): 461-474. http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2017.1303662

Scholler, M.; Prozell, S., 2002. Response of the parasitoids of stored-product moths, Habrobracon hebetor, Trichogramma evanescens and Venturia canescens (Hymenoptera : Braconidae, Trichogrammatidae, Ichneumonidae), towards three types of funnel traps. *8th International Working Conference on Stored Product Protection (IWCSPP)*. York, ENGLAND. Jul 22-26. Cabi Publishing, 325-329. http://dx.doi.org/10.1079/9780851996912.0325

Schreiter, S.; Babin, D.; Smalla, K.; Grosch, R., 2018. Rhizosphere Competence and Biocontrol Effect of Pseudomonas sp RU47 Independent from Plant Species and Soil Type at the Field Scale. *Frontiers in Microbiology*, 9: 10. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.00097

Schulte, M.J.; Martin, K.; Buechse, A.; Sauerborn, J., 2009. Entomopathogens (Beauveria bassiana and Steinernema carpocapsae) for biological control of bark-feeding moth Indarbela dea on field-infested litchi trees. *Pest Management Science*, 65 (1): 105-112. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1653

Seastedt, T.R.; Knochel, D.G., 2021. A 20-year evaluation of successes with biological control of spotted knapweed (Centaurea stoebe) in Colorado. *Biological Control*, 159: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2021.104631

Sedaratian, A.; Fathipour, Y.; Talaei-Hassanloui, R., 2014. Deleterious effects of Bacillus thuringiensis on biological parameters of Habrobracon hebetor parasitizing Helicoverpa armigera. *Biocontrol*, 59 (1): 89-98. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-013-9531-1

Seko, T.; Sumi, A.; Nakano, A.; Kameshiro, M.; Kaneda, T.; Miura, K., 2014. Suppression of aphids by augmentative release of larvae of flightless Harmonia axyridis. *Journal of Applied Entomology*, 138 (5): 326-337. http://dx.doi.org/10.1111/jen.12090

Sengonca, C.; Liu, B.; Zhu, Y.J., 2006. Insecticidal activity and antifeedant effect of a new type biocide GCSC-BtA against Plutella xylostella L. (Lep., Plutellidae). *Journal of Pest Science*, 79 (1): 3-8. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-005-0117-2

Sepulveda, D.A.; Zepeda-Paulo, F.; Ramirez, C.C.; Lavandero, B.; Figueroa, C.C., 2017. Loss of host fidelity in highly inbred populations of the parasitoid wasp Aphidius ervi (Hymenoptera: Braconidae). *Journal of Pest Science*, 90 (2): 649-658. http://dx.doi.org/10.1007/s10340-016-0798-8

Shabana, Y.M.; Stiles, C.M.; Charudattan, R.; Abou Tabl, A.H., 2010. Evaluation of Bioherbicidal Control of Tropical Signalgrass, Crabgrass, Smutgrass, and Torpedograss. *Weed Technology*, 24 (2): 165-172. http://dx.doi.org/10.1614/wt-09-065.1

Shang, S.Q.; Chen, Y.N.; Bai, Y.L., 2018. The pathogenicity of entomopathogenic fungus Acremonium hansfordii to two-spotted spider mite, Tetranychus urticae and predatory mite Neoseiulus barkeri. *Systematic and Applied Acarology*, 23 (11): 2173-2183. http://dx.doi.org/10.11158/saa.23.11.10

Shapiro-Ilan, D.I.; Brown, I., 2013. Earthworms as phoretic hosts for Steinernema carpocapsae and Beauveria bassiana: Implications for enhanced biological control. *Biological Control*, 66 (1): 41-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.03.005

Sharma, A.; Srivastava, A.; Ram, B.; Srivastava, P.C., 2007. Dissipation behaviour of spinosad insecticide in soil, cabbage and cauliflower under subtropical conditions. *Pest Management Science*, 63 (11): 1141-1145. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1437

Shrestha, B.; Stelinski, L.L., 2019. Effects of Ladybeetle, Harmonia axyridis, Foraging Trails on Behavior of Tamarixia radiata. *Journal of Insect Behavior*, 32 (2): 81-88. http://dx.doi.org/10.1007/s10905-019-09716-x

Siegwart, M.; Lavoir, A.V., 2020. Les substances naturelles d'origine végétale utilisées comme produits de biocontrôle. In: Fauvergue, X.; Rusch, A.; Barret, M.; Bardin, M.; Jacquin-Joly, E.; Malausa, T.; Lannou, C., eds. *Biocontrôle, Elements pour une protection agroécologique des cultures*. Versailles: Editions Quae, 173-183.

Siljamo, P.; Ashbrook, K.; Comont, R.F.; Skjoth, C.A., 2020. Do atmospheric events explain the arrival of an invasive ladybird (Harmonia axyridis) in the UK? *Plos One*, 15 (1): 19. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0219335

Simmons, A.M.; Legaspi, J.C., 2004. Survival and predation of Delphastus catalinae (Coleoptera : Coceinellidae), a predator of whiteflies (Homoptera : Aleyrodidae), after exposure to a range of constant temperatures. *Environmental Entomology*, 33 (4): 839-843. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x-33.4.839

Singh, G.; Rup, P.J.; Koul, O., 2007. Acute, sublethal and combination effects of azadirachtin and Bacillus thuringiensis toxins on Helicoverpa armigera (Lepidoptera : Noctuidae) larvae. *Bulletin of Entomological Research*, 97 (4): 351-357. http://dx.doi.org/10.1017/s0007485307005019

Sinia, A.; Guzman-Novoa, E., 2018. Evaluation of the entomopathogenic fungi Beauveria bassiana GHA and Metarhizium anisopliae UAMH 9198 alone or in combination with thymol for the control of Varroa destructor in honey bee (Apis mellifera) colonies. *Journal of Apicultural Research*, 57 (2): 308-316. http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2018.1430983

Skirvin, D.J.; Kravar-Garde, L.; Reynolds, K.; Jones, J.; Mead, A.; Fenlon, J., 2007. Supplemental food affects thrips predation and movement of Orius laevigatus (Hemiptera : Anthocoridae) and Neoseiulus cucumeris (Acari : Phytoseiidae). *Bulletin of Entomological Research*, 97 (3): 309-315. http://dx.doi.org/10.1017/s0007485307005007

Soloway, S.B., 1976. Naturally occurring insecticides. *Environmental Health Perspectives*, 14 (APR): 109-117. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.7614109

Somoza-Vargas, C.E.; Hernandez-Velazquez, V.M.; Pena-Chora, G.; Torres-Garcia, G.; Huerta-De La Pena, A.; Ortega-Martinez, L.D.; Salazar-Magallon, J.A., 2018. Interaction of Beauveria bassiana strain HPI-019/14 and Bacillus thuringiensis strain GP139 for the biological control of Bemisia tabaci in strawberry. *Bulletin of Insectology*, 71 (2): 201-209.

Spadaro, D.; Lore, A.; Garibaldi, A.; Gullino, M.L., 2013. A new strain of Metschnikowia fructicola for postharvest control of Penicillium expansum and patulin accumulation on four cultivars of apple. *Postharvest Biology and Technology*, 75: 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.postharvbio.2012.08.001

Spagnoletti, F.N.; Tobar, N.E.; Di Pardo, A.F.; Chiocchio, V.M.; Lavado, R.S., 2017. Dark septate endophytes present different potential to solubilize calcium, iron and aluminum phosphates. *Applied Soil Ecology*, 111: 25-32. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.11.010

Spini, G.; Spina, F.; Poli, A.; Blieux, A.L.; Regnier, T.; Gramellini, C.; Varese, G.C.; Puglisi, E., 2018. Molecular and Microbiological Insights on the Enrichment Procedures for the Isolation of Petroleum Degrading Bacteria and Fungi. *Frontiers in Microbiology*, 9: 19. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.02543

Stacconi, M.V.R.; Amiresmaeili, N.; Biondi, A.; Carli, C.; Caruso, S.; Dindo, M.L.; Francati, S.; Gottardello, A.; Grassi, A.; Lupi, D.; Marchetti, E.; Mazzetto, F.; Mori, N.; Pantezzi, T.; Tavella, L.; Garzia, G.T.; Tonina, L.; Vaccari, G.; Anfora, G.; Ioriatti, C., 2018. Host location and dispersal ability of the cosmopolitan parasitoid Trichopria drosophilae released to control the invasive spotted wing Drosophila. *Biological Control*, 117: 188-196. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.11.013

Streito, J.C.; Clouet, C.; Hamdi, F.; Gauthier, N., 2017. Population genetic structure of the biological control agent Macrolophus pygmaeus in Mediterranean agroecosystems. *Insect Science*, 24 (5): 859-876. http://dx.doi.org/10.1111/1744-7917.12370

Sultana, R.; Kim, K., 2016. Bacillus thuringiensis C25 suppresses popcorn disease caused by Ciboria shiraiana in mulberry (Morus australis L.). *Biocontrol Science and Technology*, 26 (2): 145-162. http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2015.1084999

Sun, H.; Terhonen, E.; Koskinen, K.; Paulin, L.; Kasanen, R.; Asiegbu, F.O., 2013. The impacts of treatment with biocontrol fungus (Phlebiopsis gigantea) on bacterial diversity in Norway spruce stumps. *Biological Control*, 64 (3): 238-246. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2012.11.015

Sundh, I.; Del Giudice, T.; Cembalo, L., 2021. Reaping the Benefits of Microorganisms in Cropping Systems: Is the Regulatory Policy Adequate? *Microorganisms*, 9 (7): 18. http://dx.doi.org/10.3390/microorganisms9071437

Susurluk, A.; Ehlers, R.U., 2008. Field persistence of the entomopathogenic nematode Heterorhabditis bacteriophora in different crops. *Biocontrol*, 53 (4): 627-641. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-007-9104-2

Sutherland, A.M.; Gubler, W.D.; Parrella, M.P., 2010. Effects of fungicides on a mycophagous coccinellid may represent integration failure in disease management. *Biological Control*, 54 (3): 292-299. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.05.020

Sutherland, A.M.; Parrella, M.P., 2009. Mycophagy in Coccinellidae: Review and synthesis. *Biological Control*, 51 (2): 284-293. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.05.012

Suverkropp, B.P.; Bigler, F.; van Lenteren, J.C., 2009. Dispersal behaviour of Trichogramma brassicae in maize fields. *Bulletin of Insectology*, 62 (1): 113-120.

Svedese, V.M.; Lima, E.; Porto, A.L.F., 2013. Horizontal Transmission and Effect of the Temperature in Pathogenicity of Beauveria bassiana Against Diatraea saccharalis (Lepidoptera: Crambidae). *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 56 (3): 413-419. http://dx.doi.org/10.1590/s1516-89132013000300009

Sylla, J.; Alsanius, B.W.; Kruger, E.; Wohanka, W., 2015. Control of Botrytis cinerea in strawberries by biological control agents applied as single or combined treatments. *European Journal of Plant Pathology*, 143 (3): 461-471. http://dx.doi.org/10.1007/s10658-015-0698-4

Tacoli, F.; Cargnus, E.; Zandigiacomo, P.; Pavan, F., 2020. Side Effects of Sulfur Dust on the European Grapevine Moth Lobesia botrana and the Predatory Mite Kampimodromus aberrans in Vineyards. *Insects*, 11 (11): 13. http://dx.doi.org/10.3390/insects11110825

Takishita, Y.; Charron, J.B.; Smith, D.L., 2018. Biocontrol Rhizobacterium Pseudomonas sp. 23S Induces Systemic Resistance in Tomato (Solanum lycopersicum L.) Against Bacterial Canker Clavibacter michiganensis subsp michiganensis. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.02119

Tan, S.Y.; Jiang, Y.; Song, S.; Huang, J.F.; Ling, N.; Xu, Y.C.; Shen, Q.R., 2013. Two Bacillus amyloliquefaciens strains isolated using the competitive tomato root enrichment method and their effects on suppressing Ralstonia solanacearum and promoting tomato plant growth. *Crop Protection*, 43: 134-140. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2012.08.003

Tanner, C.M.; Kamel, F.; Ross, G.W.; Hoppin, J.A.; Goldman, S.M.; Korell, M.; Marras, C.; Bhudhikanok, G.S.; Kasten, M.; Chade, A.R.; Comyns, K.; Richards, M.B.; Meng, C.; Priestley, B.; Fernandez, H.H.; Cambi, F.; Umbach, D.M.; Blair, A.; Sandler, D.P.; Langston, J.W., 2011. Rotenone, Paraquat, and Parkinson's Disease. *Environmental Health Perspectives*, 119 (6): 866-872. http://dx.doi.org/10.1289/ehp.1002839

Tayeh, A.; Estoup, A.; Lombaert, E.; Guillemaud, T.; Kirichenko, N.; Lawson-Handley, L.; De Clercq, P.; Facon, B., 2014. Cannibalism in invasive, native and biocontrol populations of the harlequin ladybird. *Bmc Evolutionary Biology*, 14: 9. http://dx.doi.org/10.1186/1471-2148-14-15

Tayeh, A.; Hufbauer, R.A.; Estoup, A.; Ravigne, V.; Frachon, L.; Facon, B., 2015. Biological invasion and biological control select for different life histories. *Nature Communications*, 6: 5. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms8268

Techer, D.; Milla, S.; Fontaine, P.; Viot, S.; Thomas, M., 2015. Acute toxicity and sublethal effects of gallic and pelargonic acids on the zebrafish Danio rerio. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (7): 5020-5029. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4098-2

Telesinski, A.; Michalcewicz, W.; Platkowski, M.; Strek, M.; Onyszkol, M.; Wisniewska, J., 2015. The side-effect of organic insecticide spinosad on biochemical and microbiological properties of clay soil. *Journal of Ecological Engineering*, 16 (4): 191-197. http://dx.doi.org/10.12911/22998993/59373

Temitope, A.E.; Patrick, A.A.; Abiodun, J.; Olasekan, A.A.; Onye, A.C.; Vincent, A.O.T.; Abodunde, A.K.; Wutem, E.; Elliseus, R.J., 2020. `Trichoderma asperellum affects Meloidogyne incognita infestation and development in Celosia argentea. *Open Agriculture*, 5 (1): 778-784. http://dx.doi.org/10.1515/opag-2020-0075

Tetreau, G.; Alessi, M.; Veyrenc, S.; Perigon, S.; David, J.P.; Reynaud, S.; Despres, L., 2012. Fate of Bacillus thuringiensis subsp israelensis in the Field: Evidence for Spore Recycling and Differential Persistence of Toxins in Leaf Litter. *Applied and Environmental Microbiology*, 78 (23): 8362-8367. http://dx.doi.org/10.1128/aem.02088-12

Thambugala, K.M.; Daranagama, D.A.; Phillips, A.J.L.; Kannangara, S.D.; Promputtha, I., 2020. Fungi vs. Fungi in Biocontrol: An Overview of Fungal Antagonists Applied Against Fungal Plant Pathogens. *Frontiers in Cellular and Infection Microbiology*, 10: 19. http://dx.doi.org/10.3389/fcimb.2020.604923

Thompson, D.G.; Harris, B.J.; Lanteigne, L.J.; Buscarini, T.M.; Chartrand, D.T., 2002. Fate of spinosad in litter and soils of a mixed conifer stand in the Acadian forest region of New Brunswick. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 50 (4): 790-795. http://dx.doi.org/10.1021/jf011319l

Thorpe, K.W.; van der Pers, J.; Leonard, D.S.; Sellers, P.; Mastro, V.C.; Webb, R.E.; Reardon, R.C., 2007. Electroantennogram measurements of atmospheric pheromone concentration after aerial and ground application of gypsy moth mating disruptants. *Journal of Applied Entomology*, 131 (2): 146-152. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2007.01151.x

Tiago, P.V.; de Oliveira, N.T.; Lima, E., 2014. Biological insect control using Metarhizium anisopliae: morphological, molecular, and ecological aspects. *Ciencia Rural*, 44 (4): 645-651. http://dx.doi.org/10.1590/s0103-84782014000400012

Tian, L.; Shi, S.H.; Ji, L.; Nasir, F.; Ma, L.N.; Tian, C.J., 2018. Effect of the biocontrol bacterium Bacillus amyloliquefaciens on the rhizosphere in ginseng plantings. *International Microbiology*, 21 (3): 153-162. http://dx.doi.org/10.1007/s10123-018-0015-0

Tilquin, M.; Paris, M.; Reynaud, S.; Despres, L.; Ravanel, P.; Geremia, R.A.; Gury, J., 2008. Long Lasting Persistence of Bacillus thuringiensis Subsp israelensis (Bti) in Mosquito Natural Habitats. *Plos One*, 3 (10): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0003432

Tisserat, B.; O'Kuru, R.H.; Cermak, S.C.; Evangelista, R.L.; Doll, K.M., 2012. Potential uses for cuphea oil processing byproducts and processed oils. *Industrial Crops and Products*, 35 (1): 111-120. http://dx.doi.org/10.1016/j.indcrop.2011.06.019

Todd, J.H.; Pearce, B.M.; Barratt, B.I.P., 2021. Using qualitative food webs to predict species at risk of indirect effects from a proposed biological control agent. *Biocontrol*, 66 (1): 45-58. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-020-10038-7

Togbe, C.E.; Zannou, E.; Gbehounou, G.; Kossou, D.; van Huis, A., 2014. Field evaluation of the synergistic effects of neem oil with Beauveria bassiana (Hypocreales: Clavicipitaceae) and Bacillus thuringiensis var. kurstaki (Bacillales: Bacillaceae). *International Journal of Tropical Insect Science*, 34 (4): 248-259. http://dx.doi.org/10.1017/s1742758414000447

Toth, M.; Landolt, P.; Szarukan, I.; Szollath, I.; Vitanyi, I.; Penzes, B.; Hari, K.; Josvai, J.K.; Koczor, S., 2012. Female-targeted attractant containing pear ester for Synanthedon myopaeformis. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 142 (1): 27-35. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2011.01198.x

Travlos, I.; Rapti, E.; Gazoulis, I.; Kanatas, P.; Tataridas, A.; Kakabouki, I.; Papastylianou, P., 2020. The Herbicidal Potential of Different Pelargonic Acid Products and Essential Oils against Several Important Weed Species. *Agronomy-Basel*, 10 (11): 13. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10111687

Triolet, M.; Guillemin, J.P.; Andre, O.; Steinberg, C., 2020. Fungal-based bioherbicides for weed control: a myth or a reality? *Weed Research*, 60 (1): 60-77. http://dx.doi.org/10.1111/wre.12389

Trivedi, S.; Srivastava, M.; Pandey, S.; Kumar, V.; Singh, A.; Shahid, M.; Srivastava, Y., 2016. Antagonism and Hyphal Relationship between Trichoderma spp. and Fusarium oxysporum-Rhizoctonia bataticola causing Wilt Complex in Chickpea. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, 10 (2): 1591-1598.

Uddin, M.K.; Juraimi, A.S.; Ismail, M.R.; Naher, U.A.; Othman, R.; Rahim, A.A., 2011. Application of saline water and herbicides as a method for weed control in the tropical turfgrass: Its impact on nutrient uptake and soil microbial community. *African Journal of Microbiology Research*, 5 (29): 5155-5164. http://dx.doi.org/10.5897/ajmr11.788

Ulug, D.; Hazir, S.; Kaya, H.K.; Lewis, E., 2014. Natural enemies of natural enemies: the potential top-down impact of predators on entomopathogenic nematode populations. *Ecological Entomology*, 39 (4): 462-469. http://dx.doi.org/10.1111/een.12121

Union européenne, 2014. Règlement (UE) n°1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. *OJ L 317, 4.11.2014, p. 35–55.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143

Vallance, J.; Deniel, F.; Barbier, G.; Guerin-Dubrana, L.; Benhamou, N.; Rey, P., 2012. Influence of Pythium oligandrum on the bacterial communities that colonize the nutrient solutions and the rhizosphere of tomato plants. *Canadian Journal of Microbiology*, 58 (9): 1124-1134. http://dx.doi.org/10.1139/w2012-092

van Aubel, G.; Buonatesta, R.; Van Cutsem, P., 2014. COS-OGA: A novel oligosaccharidic elicitor that protects grapes and cucumbers against powdery mildew. *Crop Protection*, 65: 129-137. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2014.07.015

van Aubel, G.; Cambier, P.; Dieu, M.; Van Cutsem, P., 2016. Plant immunity induced by COS-OGA elicitor is a cumulative process that involves salicylic acid. *Plant Science*, 247: 60-70. http://dx.doi.org/10.1016/j.plantsci.2016.03.005

Van Delm, T.; Van Beneden, S.; Mommaerts, V.; Melis, P.; Stoffels, K.; Wackers, F.; Baets, W., 2015. Control of Botrytis cinerea in strawberries with Gliocladium catenulatum vectored by bumblebees. *Journal of Berry Research*, 5 (1): 23-28. http://dx.doi.org/10.3233/jbr-140087

van Frankenhuyzen, K., 2013. Cross-order and cross-phylum activity of Bacillus thuringiensis pesticidal proteins. *Journal of Invertebrate Pathology*, 114 (1): 76-85. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2013.05.010

Van Lenteren, J.C.; Babendreier, D.; Bigler, F.; Burgio, G.; Hokkanen, H.M.T.; Kuske, S.; Loomans, A.J.M.; Menzler-Hokkanen, I.; Van Rijn, P.C.J.; Thomas, M.B.; Tommasini, M.G.; Zeng, Q.Q., 2003. Environmental risk assessment of exotic natural enemies used in inundative biological control. *Biocontrol*, 48 (1): 3-38. http://dx.doi.org/10.1023/a:1021262931608

van Lenteren, J.C.; Bale, J.; Bigler, E.; Hokkanen, H.M.T.; Loomans, A.M., 2006. Assessing risks of releasing exotic biological control agents of arthropod pests. *Annual Review of Entomology*, 51: 609-634. http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151129

Vargas, R.I.; Leblanc, L.; Putoa, R.; Eitam, A., 2007. Impact of introduction of Bactrocera dorsalis (Diptera : Tephritidae) and classical biological control releases of Fopius arisanus (Hymenoptera : Braconidae) on economically important fruit flies in French Polynesia. *Journal of Economic Entomology*, 100 (3): 670-679. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493(2007)100[670:ioiobd]2.0.co;2

Vasiliauskas, R.; Larsson, E.; Larsson, K.H.; Stenlid, J., 2005. Persistence and long-term impact of Rotstop biological control agent on mycodiversity in Picea abies stumps. *Biological Control*, 32 (2): 295-304. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2004.10.008

Vasiliauskas, R.; Lygis, V.; Thor, M.; Stenlid, J., 2004. Impact of biological (Rotstop) and chemical (urea) treatments on fungal community structure in freshly cut Picea abies stumps. *Biological Control*, 31 (3): 405-413. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2004.05.006

Vettori, C.; Paffetti, D.; Saxena, D.; Stotzky, G.; Giannini, R., 2003. Persistence of toxins and cells of Bacillus thuringiensis subsp kurstaki introduced in sprays to Sardinia soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 35 (12): 1635-1642. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2003.08.009

Wakil, W.; Riasat, T.; Ghazanfar, M.U.; Kwon, Y.J.; Shaheen, F.A., 2011. Aptness of Beauveria bassiana and enhanced diatomaceous earth (DEBBM) for control of Rhyzopertha dominica F. *Entomological Research*, 41 (6): 233-241. http://dx.doi.org/10.1111/j.1748-5967.2011.00342.x

Wakil, W.; Schmitt, T.; Kavallieratos, N.G., 2021. Persistence and efficacy of enhanced diatomaceous earth, imidacloprid, and Beauveria bassiana against three coleopteran and one psocid stored-grain insects. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (18): 23459-23472. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-12304-8

Wan, T.T.; Zhao, H.H.; Wang, W., 2017. Effect of biocontrol agent Bacillus amyloliquefaciens SN16-1 and plant pathogen Fusarium oxysporum on tomato rhizosphere bacterial community composition. *Biological Control*, 112: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.05.014

Wan, T.T.; Zhao, H.H.; Wang, W., 2018. Effects of the biocontrol agent Bacillus amyloliquefaciens SN16-1 on the rhizosphere bacterial community and growth of tomato. *Journal of Phytopathology*, 166 (5): 324-332. http://dx.doi.org/10.1111/jph.12690

Wang, B.B.; Shen, Z.Z.; Zhang, F.G.; Waseem, R.Z.; Yuan, J.; Huang, R.; Ruan, Y.Z.; Li, R.; Shen, Q.R., 2016. Bacillus amyloliquefaciens Strain W19 can Promote Growth and Yield and Suppress Fusarium Wilt in Banana Under Greenhouse and Field Conditions. *Pedosphere*, 26 (5): 733-744. http://dx.doi.org/10.1016/s1002-0160(15)60083-2

Wang, X.G.; Messing, R.H., 2003. Intra- and interspecific competition by Fopius arisanus and Diachasmimorpha tryoni (Hymenoptera : Braconidae), parasitoids of tephritid fruit flies. *Biological Control*, 27 (3): 251-259. http://dx.doi.org/10.1016/s1049-9644(03)00027-6

Weeks, D.M.; Parris, M.J., 2020. A Bacillus thuringiensis kurstaki Biopesticide Does Not Reduce Hatching Success or Tadpole Survival at Environmentally Relevant Concentrations in Southern Leopard Frogs (Lithobates sphenocephalus). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (1): 155-161. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4588

Wei, Z.; Huang, J.F.; Yang, C.L.; Xu, Y.C.; Shen, Q.R.; Chen, W., 2015. Screening of suitable carriers for Bacillus amyloliquefaciens strain QL-18 to enhance the biocontrol of tomato bacterial wilt. *Crop Protection*, 75: 96-103. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2015.05.010

Wei, Z.; Yang, X.M.; Yin, S.X.; Shen, Q.R.; Ran, W.; Xu, Y.C., 2011. Efficacy of Bacillus-fortified organic fertiliser in controlling bacterial wilt of tomato in the field. *Applied Soil Ecology*, 48 (2): 152-159. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2011.03.013

Wekesa, V.W.; Maniania, N.K.; Knapp, M.; Boga, H.I., 2005. Pathogenicity of Beauveria bassiana and Metarhizium anisopliae to the tobacco spider mite Tetranychus evansi. *Experimental and Applied Acarology*, 36 (1-2): 41-50. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-005-0508-3

Widmer, T.L.; Shishkoff, N., 2017. Reducing infection and secondary inoculum of Phytophthora ramorum on Viburnum tinus roots grown in potting medium amended with Trichoderma asperellum isolate 04-22. *Biological Control*, 107: 60-69. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2017.01.014

Williams, T.; Valle, J.; Vinuela, E., 2003. Is the naturally derived insecticide Spinosad (R) compatible with insect natural enemies? *Biocontrol Science and Technology*, 13 (5): 459-475. http://dx.doi.org/10.1080/0958315031000140956

Wiwat, C.; Thaithanun, S.; Pantuwatana, S.; Bhumiratana, A., 2000. Toxicity of chitinase-producing bacillus thuringiensis ssp kurstaki HD-1 (G) toward Plutella xylostella. *Journal of Invertebrate Pathology*, 76 (4): 270-277. http://dx.doi.org/10.1006/jipa.2000.4976

Wraight, S.P.; Ramos, M.E., 2005. Synergistic interaction between Beauveria bassiana- and Bacillus thuringiensis tenebrionis-based biopesticides applied against field populations of Colorado potato beetle larvae. *Journal of Invertebrate Pathology*, 90 (3): 139-150. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2005.09.005

Wu, B.; Wang, X.; Yang, L.; Yang, H.; Zeng, H.; Qiu, Y.M.; Wang, C.J.; Yu, J.; Li, J.P.; Xu, D.H.; He, Z.L.; Chen, S.W., 2016a. Effects of Bacillus amyloliquefaciens ZM9 on bacterial wilt and rhizosphere microbial communities of tobacco. *Applied Soil Ecology*, 103: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.03.002

Wu, K.; Fang, Z.Y.; Wang, L.L.; Yuan, S.F.; Guo, R.; Shen, B.; Shen, Q.R., 2016b. Biological Potential of Bioorganic Fertilizer Fortified with Bacterial Antagonist for the Control of Tomato Bacterial Wilt and the Promotion of Crop Yields. *Journal of Microbiology and Biotechnology*, 26 (10): 1755-1764. http://dx.doi.org/10.4014/jmb.1604.04021

Yang, L.; Miao, H.J.; Li, G.Q.; Yin, L.M.; Huang, H.C., 2007. Survival of the mycoparasite Coniothyrium minitans on flower petals of oilseed rape under field conditions in central China. *Biological Control*, 40 (2): 179-186. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2006.10.002

Yang, S.Y.; Lim, D.J.; Noh, M.Y.; Kim, J.C.; Kim, Y.C.; Kim, I.S., 2017. Characterization of biosurfactants as insecticidal metabolites produced by Bacillus subtilis Y9. *Entomological Research*, 47 (1): 55-59. http://dx.doi.org/10.1111/1748-5967.12200

Yara, K., 2014. Interaction between Torymus sinensis (Hymenoptera: Torymidae) and T. beneficus, Introduced and Indigenous Parasitoids of the Chestnut Gall Wasp Dryocosmus kuriphilus (Hymenoptera: Cynipidae). *Jarq-Japan Agricultural Research Quarterly*, 48 (1): 35-40. http://dx.doi.org/10.6090/jarq.48.35

Yi, H.S.; Yang, J.W.; Ryu, C.M., 2013. ISR meets SAR outside: additive action of the endophyte Bacillus pumilus INR7 and the chemical inducer, benzothiadiazole, on induced resistance against bacterial spot in field-grown pepper. *Frontiers in Plant Science*, 4: 11. http://dx.doi.org/10.3389/fpls.2013.00122

You, C.; Zhang, C.S.; Kong, F.Y.; Feng, C.; Wang, J., 2016. Comparison of the effects of biocontrol agent Bacillus subtilis and fungicide metalaxyl-mancozeb on bacterial communities in tobacco rhizospheric soil. *Ecological Engineering*, 91: 119-125. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.011

Youssef, M.M.A.; El-Nagdi, W.M.A.; Lotfy, D.E.M., 2020. Evaluation of the fungal activity of Beauveria bassiana, Metarhizium anisopliae and Paecilomyces lilacinus as biocontrol agents against root-knot nematode, Meloidogyne incognita on cowpea. *Bulletin of the National Research Centre*, 44 (1): 112. http://dx.doi;org/10.1186/s42269-020-00367-z

Yun, D.C.; Yang, S.Y.; Kim, Y.C.; Kim, I.S.; Kim, Y.H., 2013. Identification of Surfactin as an Aphicidal Metabolite Produced by Bacillus amyloliquefaciens G1. *Journal of the Korean Society for Applied Biological Chemistry*, 56 (6): 751-753. http://dx.doi.org/10.1007/s13765-013-3238-y

Zaki, O.; Weekers, F.; Thonart, P.; Tesch, E.; Kuenemann, P.; Jacques, P., 2020. Limiting factors of mycopesticide development. *Biological Control*, 144: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104220

Zdarta, A.; Dudzinska-Bajorek, B.; Nowak, A.; Guzik, U.; Kaczorek, E., 2017. Impact of potent bioremediation enhancing plant extracts on Raoultella ornithinolytica properties. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 145: 274-282. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.07.044

Zeb, A.; Li, S.; Wu, J.N.; Lian, J.P.; Liu, W.T.; Sun, Y.B., 2020. Insights into the mechanisms underlying the remediation potential o earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of the Total Environment*, 740: 16. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140145

Zeng, R.S., 2014. Allelopathy - The Solution is Indirect. *Journal of Chemical Ecology*, 40 (6): 515-516. http://dx.doi.org/10.1007/s10886-014-0464-7

Zeng, W.T.; Kirk, W.; Hao, J.J., 2012. Field management of Sclerotinia stem rot of soybean using biological control agents. *Biological Control*, 60 (2): 141-147. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2011.09.012

Zhang, J.; Fu, B.; Lin, Q.T.; Riley, I.T.; Ding, S.L.; Chen, L.L.; Cui, J.K.; Yang, L.R.; Li, H.L., 2020. Colonization of Beauveria bassiana 08F04 in root-zone soil and its biocontrol of cereal cyst nematode (Heterodera filipjevi). *Plos One*, 15 (5): 17. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0232770

Zhou, Z.S.; Chen, H.S.; Zheng, X.W.; Guo, J.Y.; Guo, W.; Li, M.; Luo, M.; Wan, F.H., 2014. Control of the invasive weed Ambrosia artemisiifolia with Ophraella communa and Epiblema strenuana. *Biocontrol Science and Technology*, 24 (8): 950-964. http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2014.897305

Zhu, H.; Kim, J.J., 2012. Target-oriented dissemination of Beauveria bassiana conidia by the predators, Harmonia axyridis (Coleoptera: Coccinellidae) and Chrysoperla carnea (Neuroptera: Chrysopidae) for biocontrol of Myzus persicae. *Biocontrol Science and Technology*, 22 (4): 393-406. http://dx.doi.org/10.1080/09583157.2012.661843

Zhu, H.X.; Ma, Y.Q.; Guo, Q.Y.; Xu, B.L., 2020. Biological weed control using Trichoderma polysporum strain HZ-31. *Crop Protection*, 134: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105161

Zhu, Y.; Liu, B.; Sengonca, C., 2006. Efficiency of GCSC-BtA, as a new type of biocide, on different agricultural arthropod pests and its side-effect on some predators. *Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie. Band 15 Juli 2006*. Dresden, 21-24 märz 2005: 01/01, 309-313. http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.548.2450&rep=rep1&type=pdf

Chapitre 17.
Spécificités dans les territoires ultra-marins

Auteur : **Wilfried Sanchez**

Sommaire

1. Quelques éléments de contexte **1130**

2. De l'utilisation des PPP à la contamination des écosystèmes **1130**

3. Des facteurs aggravants dans les territoires ultra-marins **1132**

4. Une réglementation peu homogène **1133**

Références bibliographiques **1135**

Ce chapitre a pour objectif de faire un bilan des spécificités qui distinguent les territoires ultra-marins et la métropole concernant la contamination des milieux par les PPP et les effets sur la biodiversité tant en matière de connaissance disponible que de réglementation applicable. Il n'a pas vocation à faire la synthèse de l'ensemble des connaissances disponibles sur ces sujets, ces dernières étant mises en avant dans les différents chapitres précédents.

1. Quelques éléments de contexte

La France d'outre-mer (Figure18-1) est composée, à l'exception de la Guyane et de la Terre Adélie, de territoires insulaires, et s'étend sur 552 528 km^2 répartis sur l'ensemble des océans de la planète. A cette superficie terrestre s'ajoute une zone économique exclusive de plus de 11 millions de km², la seconde du monde après celle des Etats-Unis, qui souligne l'importance des écosystèmes marins dans ces territoires. Les territoires d'outre-mer sont dans leur grande majorité situés dans des zones climatiques tropicales ou équatoriales. Seuls Saint-Pierre-et-Miquelon et les Terres Australes et Antarctiques Françaises (TAAF) bénéficient d'un climat froid.

La France d'outre-mer abrite une importante biodiversité aussi bien terrestre que marine, les territoires ultra-marins abritant 80% de la biodiversité française (Gargominy et Boquet, 2013). Toutefois, cette biodiversité est menacée comme l'indique la liste rouge de l'Union Internationale de Conservation de la Nature (UICN)[1]. A titre d'exemples, en Guadeloupe, 15% des espèces animales terrestres, marines et dulçaquicoles sont menacées d'extinction ; en Guyane, ce sont 10% des espèces qui sont considérés comme menacés.

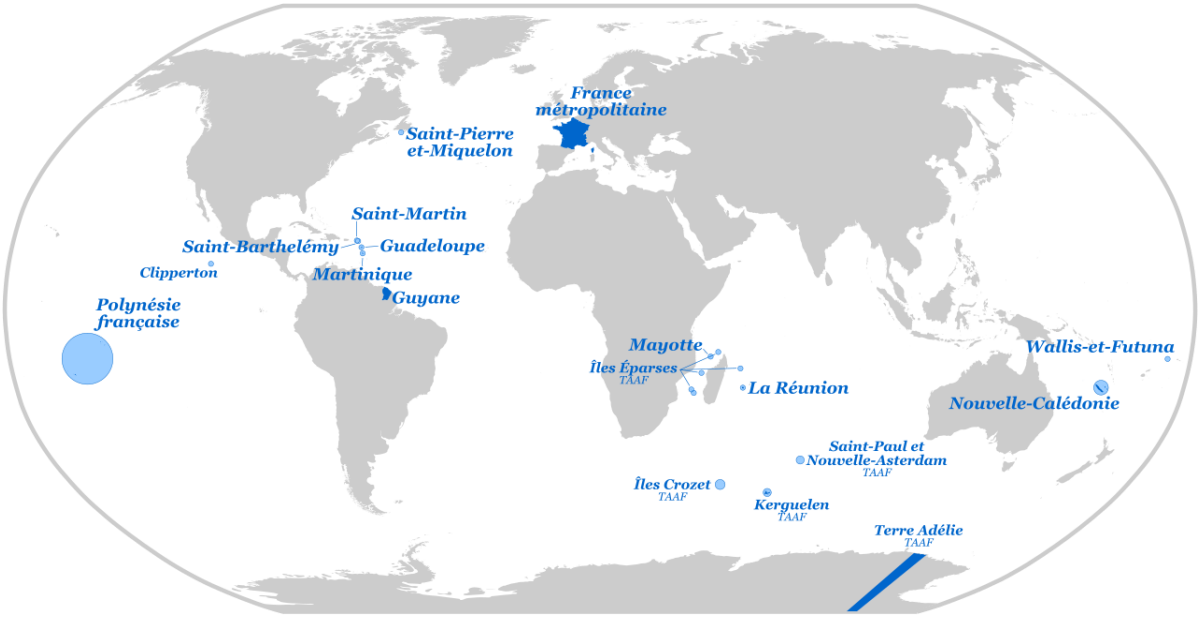


Figure 18-1. Localisation des territoires d'outre-mer français

2. De l'utilisation des PPP à la contamination des écosystèmes

La pratique de l'agriculture et donc l'utilisation des PPP qui y est associée sont différentes en fonction des territoires. Quatre situations se distinguent :

- Des territoires sur lesquels existent des monocultures destinées à l'exportation comme la banane et la canne à sucre et sur lesquels l'usage de nombreux PPP est documenté. C'est le cas de La Réunion, la Martinique et la Guadeloupe.

[1] https://uicn.fr/liste-rouge-france/

- Des territoires dans lesquels les cultures destinées à l'exportation sont quasi-absentes et où est pratiquée une agriculture préférentiellement maraîchère et vivrière. Il s'agit de la Guyane, Mayotte, la Polynésie française et la Nouvelle-Calédonie pour lesquels l'usage des PPP est moins documenté.
- Des territoires de petite taille, faiblement peuplés et sans agriculture pour l'exportation comme Saint-Martin, Saint-Barthélemy, Saint-Pierre-et-Miquelon et Wallis-et-Futuna où l'utilisation des PPP est limitée.
- Les TAAF qui ne sont pas peuplées et bénéficient d'un régime de protection spécifique sur lequel nous reviendrons (Ferdinand et Molinié, 2021). Ces territoires, du fait de leur localisation géographique, sont particulièrement exposés aux molécules chimiques persistantes transportées à longue distance par les courants atmosphériques.

Les études scientifiques portant sur la contamination environnementale des territoires ultra-marins par les PPP sont rares. La plupart des travaux répertoriés concernent la contamination de la Martinique et de la Guadeloupe par la chlordécone avec une attention particulière donnée à la contamination du biote (voir section 1.6.1 du chapitre 6 et le Focus Chlordécone). Ces travaux mettent en évidence une contamination des réseaux trophiques terrestres et aquatiques incluant le milieu marin par la chlordécone aux Antilles (Coat *et al.*, 2006 ; Dromard *et al.*, 2016 ; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020 ; Devault *et al.*, 2022). Une contamination par la chlordécone, expliquée par l'oxydation du Mirex utilisé pour la lutte anti-parasitaire à l'intérieur des habitations, a également été mise en évidence dans les territoires du Pacifique mais avec des concentrations bien plus faibles (Roche *et al.*, 2011a ; Salvat *et al.*, 2012 ; Salvat *et al.*, 2016; Fey *et al.*, 2019).

Ces données fragmentaires issues des études scientifiques peuvent être complétées par celles recueillies dans le cadre des réseaux de surveillance lorsque ces derniers existent. Ce travail permet alors de pointer quelques singularités propres aux différents territoires ultra-marins :

- Pour ce qui est de la surveillance des PPP dans l'air, la CNEP de 2018/2019 fournit un jeu de données harmonisé sur une année de suivi. Cinq sites sont situés dans les territoires ultra-marins (Guadeloupe, Martinique, Guyane, La Réunion et Mayotte). Cette étude a permis de quantifier 19 substances, soit un nombre nettement inférieur à la situation dans l'hexagone, dont 2, la pendiméthaline et le S-métolachlore, avec une fréquence de quantification supérieure à 20%.
- Les PPP retrouvés à la Réunion sont surtout des insecticides organochlorés interdits assez proches de ceux retrouvés en France métropolitaine. Dans les milieux aquatiques, on note également la présence de produits de transformation du fipronil, de deltaméthrine (insecticide pyréthrinoïde) et des herbicides tels que l'isoproturon et le fluroxypyr qui ne sont jamais retrouvés dans le compartiment biote métropolitain. Des herbicides utilisés pour la production de la canne à sucre (alachlore, atrazine, diuron, 2,4-D et triclopyr) sont également retrouvés (Bernard *et al.*, 2005).
- Aux Antilles, des PPP utilisés pour l'agriculture d'exportation sont retrouvés à l'état de trace dans les sols ainsi que dans les eaux de surface et les eaux marines. C'est le cas de l'aldrine et la dieldrine utilisées surtout à la fin des années 1950, et du lindane, utilisé surtout entre 1960 et 1972.
- La Guyane se singularise par des concentrations en insecticide HCH extrêmement élevées dans les eaux de surface.
- Le biote de Polynésie française et de Nouvelle-Calédonie se caractérise par une contamination par les insecticides organochlorés historiques et rémanents (DDT, lindane, heptachlore, endosulfan) et des herbicides (atrazine, alachlore, terbuthylazine, simazine, métolachlore, trifluraline, diuron, glyphosate) avec des concentrations parfois élevées dans la chaîne trophique des récifs coralliens (Salvat *et al.*, 2012 ; 2016 ; Fey *et al.*, 2019). Les travaux de Salvat *et al.* (2012 ; 2016) montrent une contamination généralisée des algues, macro-invertébrés et poissons à différents niveaux trophiques dans les réseaux trophiques récifaux par plusieurs herbicides.

- Les territoires situés dans la zone sub-antarctique et en particulier les îles Kerguelen, bien qu'inhabités et donc ne faisant pas l'objet d'utilisation de PPP, présentent une contamination par des PPP organochlorés issue du transport à longue distance de ces molécules (Roche *et al.*, 2011b).

Malgré une contamination avérée des matrices environnementale et du biote par les PPP dans les territoires ultra-marins, il n'existe à notre connaissance aucune étude documentant les effets de celle-ci sur la biodiversité de ces territoires. Il s'agit là d'une importante lacune de connaissance qui est un frein à la compréhension du rôle joué par les PPP dans le déclin des espèces rapporté par l'UICN. Cette absence de données est particulièrement critique dans les Antilles françaises en raison de la contamination des sols, de l'environnement et des réseaux trophiques par la chlordécone en particulier chez des espèces présentant une forte vulnérabilité aux polluants organochlorés.

Pour pallier ce manque de connaissances, l'exploitation de résultats produits dans les pays voisins est envisageable. Les conclusions d'une telle approche doivent toutefois être considérées avec précaution au regard des différences au niveau des pratiques culturales. Différentes études conduites au Costa-Rica dans des hydrosystèmes contaminés par des PPP utilisés dans les bananeraies renseignent sur des pertes de diversité au sein des communautés de macroinvertébrés en aval de ces cultures (Svensson *et al.*, 2018) ainsi que sur des changements de communautés des invertébrés benthiques (Echeverria-Saenz *et al.*, 2018). Des études australiennes relatives à la grande barrière de corail (Fabricius et De'Ath, 2004 ; Haynes *et al.*, 2007) et basées sur une démarche pression-impact dans ces écosystèmes récifaux coralliens mettent en évidence l'impact des PPP issus des ruissellements agricoles dans la dégradation de la diversité corallienne. Des études économiques réalisées sur cette même zone permettent d'appréhender les impacts de cette contamination sur les services écosystémiques et en particulier les services culturels. De Valck et Rolfe (2018) ont estimé qu'une augmentation de 1% des émissions de PPP aurait un impact négatif d'abord sur le tourisme, puis sur les activités récréatives et enfin sur la pêche.

Si ces études réalisées dans d'autres pays peuvent apporter des indications pertinentes, elles doivent être considérées avec précaution, les conditions environnementales et les pratiques agricoles pouvant notablement varier avec les conditions dans les territoires français d'outre-mer et donc influer sur la transposabilité des résultats.

Ce corpus des résultats plaide en faveur du développement de recherches permettant, d'une part de renseigner la contamination des écosystèmes par les PPP dans tous les territoires ultra-marins et d'autre part, de documenter les impacts de cette contamination sur les différentes composantes de la biodiversité incluant les services écosystémiques.

3. Des facteurs aggravants dans les territoires ultra-marins

Les conditions climatiques tropicales (température et hygrométrie élevées, absence d'hiver) auxquelles sont soumis la majorité des territoires ultra-marins ayant une activité agricole sont très favorables au développement rapide des cultures mais aussi à celui de leurs bioagresseurs. Ces derniers sont très nombreux, présents toute l'année et plus ou moins spécifiques aux cultures. Parmi eux, les adventices constituent probablement une des plus fortes contraintes à laquelle les agriculteurs des DROM doivent faire face et ce, quel que soit le système de culture. Il en résulte une prédominance des achats d'herbicides (Le Bellec *et al.*, 2015a). La Banque Nationale des Ventes réalisées par les Distributeurs de produits phytopharmaceutiques (BNV-D)[2] renseigne, par exemple, qu'en 2019 entre 68 et 80% des quantités de substances actives (QSA) vendues en Guadeloupe, à la Réunion, en Martinique ou en Guyane (données de 2018) étaient des herbicides. Parmi les PPP les plus vendues viennent en tête le glyphosate (entre 30 et 76% des ventes totales), des herbicides principalement utilisés en canne-à-sucre (2,4-D, S-métolachlore, métribuzine, pendiméthaline) dont les pourcentages de vente dépendent du DOM, puis le mancozèbe pouvant représenter près de 7% des ventes totales à La Réunion et en Guadeloupe.

[2] https://ssm-ecologie.shinyapps.io/Cartes_phytos_BNVD/ [Consulté le 3/02/2022]

Le climat sub-tropical et la nature volcanique des sols dans certains territoires ultra-marins favorisent le transfert des PPP comme mis en évidence à La Réunion pour 20 herbicides comme le S-métolachlore, la bentazone, le fluroxypyr, la mésotrione, la métribuzine, le nicosulfuron, l'oxadiazon et le trichlopyr (Le Bellec *et al.*, 2015b).

La longueur des chaines trophiques est également un paramètre connu pour influer sur la capacité de bioamplification de certains polluants et en particulier des composés organochlorés (Kidd *et al.*, 1998). Les chaines trophiques étant plus courtes en milieux polaire et sub-polaire, il est donc attendu des différences de bioamplification pour une même molécule dans les différents territoires ultra-marins.

L'insularité de la majorité des territoires ultra-marins est également un facteur aggravant en limitant les possibilités de recolonisation depuis des zones moins impactées voire non traitées. Ce constat est particulièrement prégnant dans le cas de traitement de grande ampleur comme par exemple l'application de rodenticides (anticoagulants et autres) pour lutter contre les rongeurs introduits ; cette pratique étant responsable des déclins, le plus souvent temporaires, de populations de certaines espèces natives comme c'est le cas pour le Busard de Maillard (*Circus maillardi)*, rapace endémique de l'île de la Réunion (Coeurdassier *et al.*, 2019).

4. Une réglementation peu homogène

Du fait de leur différence de statut, les territoires d'outre-mer français ont un rapport différent aux réglementations nationales et européennes. Si les lois et réglementations en matière de PPP s'appliquent dans les départements et régions d'outre-mer (Guyane, Martinique, Guadeloupe, La Réunion et Mayotte) comme en France métropolitaine et ailleurs en Europe, ce n'est pas le cas pour les collectivités d'outre-mer. Saint-Barthélemy, Saint-Martin, Saint-Pierre-et-Miquelon, la Polynésie, Wallis-et-Futuna ainsi que la Nouvelle-Calédonie ont la possibilité d'avoir leurs propres législations. De plus, les TAAF sont placées sous le régime du traité sur l'Antarctique de 1998 relatif à la protection de l'environnement qui interdit l'usage des PPP (Ferdinand et Molinié, 2021). Il va résulter de ces situations des différences en matière d'autorisation des PPP sur les territoires ultra-marins d'une part, et sur les modalités de la surveillance environnementale des PPP d'autre part.

Concernant l'autorisation des substances, il existe des différences entre les territoires ultra-marins et la métropole en réponse notamment aux usages mineurs voire orphelins. En effet, en raison de la faible importance économique des productions tropicales dans les territoires ultra-marins, les fabricants de PPP ont instruit des demandes d'homologation beaucoup plus rarement qu'en métropole conduisant alors à des impasses techniques. On peut par exemple citer le cas d'un herbicide utilisé dans la culture de la canne à sucre, l'asulame. Interdit en 2011 en Europe, des autorisations temporaires ont permis de prolonger son utilisation dans les territoires ultra-marins jusqu'en 2018 (ANSES)[3]. Il existe aussi des différences entre les territoires ultra-marins eux-mêmes pour lesquels les dates d'interdiction pour une même substance peuvent varier de plusieurs années. C'est par exemple le cas du paraquat qui fût interdit en Polynésie française en 2016 alors qu'il l'était depuis 2007 dans les départements et régions d'outre-mer.

Pour ce qui est de la surveillance environnementale, la Guadeloupe, la Martinique, la Guyane, Mayotte et La Réunion font l'objet d'une surveillance des milieux aquatiques continentaux et côtiers au titre de la DCE. Celle-ci fait toutefois l'objet d'un certain nombre d'adaptations méthodologiques afin de prendre en compte les contraintes locales. Nous pouvons notamment évoquer la non-surveillance du compartiment sédimentaire du fait de la quasi absence de sédiments dans les cours d'eau des territoires ayant des sols d'origine volcanique, ou encore celui de la matrice biote dans les eaux côtières de Mayotte en raison de l'absence des huîtres de palétuviers dans ce département. La surveillance est également adaptée en terme de substances recherchées. Dans les réseaux de

[3] Avis de l'Anses relatif à une demande d'appui scientifique et technique pour l'évaluation de données résidus sur graminées soumises par la société United Phosphorus Limited, en vue de la délivrance d'une dérogation 120 jours (Article 53) pour la préparation phytopharmaceutique ASULOX, à base d'asulame : https://www.anses.fr/fr/system/files/PHYTO2013sa0236.pdf
K. Lorand et I. Hamot, « Asulox, un herbicide retiré mais toujours utilisé en Martinique », RCI, 18 février 2018 : https://www.rci.fm/martinique/infos/Sante/Asulox-un-herbicide-retire-mais-toujours-utilise-en-Martinique#

surveillance, la chlordécone, en raison de son ubiquité aux Antilles, complète la liste des molécules suivies en métropole. De même, certaines substances spécifiques des cultures de bananes, d'ananas et d'agrumes comme le bromacil, le thiabendazole ou la roténone font l'objet d'un suivi exploratoire afin d'adapter les listes des substances à surveiller (République française, 2015 ; Service de l'observation et des statistiques SOeS *et al.*, 2015).

Les autres territoires y compris la Guyane ne font pas l'objet de ce dispositif de surveillance.

Références bibliographiques

Bernard, H.; Chabalier, P.F.; Chopart, J.L.; Legube, B.; Vauclin, M., 2005. Assessment of herbicide leaching risk in two tropical soils of Reunion Island (France). *Journal of Environmental Quality*, 34 (2): 534-543. https://doi.org/10.2134/jeq2005.0534

Coat, S.; Bocquene, G.; Godard, E., 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordecone in Martinique. *Aquatic Living Resources*, 19 (2): 181-187. https://doi.org/10.1051/alr:2006016

Coeurdassier, M.; Villers, A.; Augiron, S.; Sage, M.; Couzi, F.X.; Lattard, V.; Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234: 37-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

De Rock, P.; Dromard, C.; Allenou, J.P.; Thouard, E.; Cimiterra, N.; Bouchon, C.; Bouchon-Navaro, Y.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Gonzalez, J.L.; Guyomarch, J., 2020. *Recherche des voies de contamination des écosystèmes marins côtiers de la Martinique par le chlordécone. Projet ChloAnt* Rapport IFREMER RBE/BIODIVENV/2020-01, 65.

De Valck, J.; Rolfe, J., 2018. Linking water quality impacts and benefits of ecosystem services in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 55-66. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.017

Devault, D.A.; Massat, F.; Baylet, A.; Dolique, F.; Lopez, P.J., 2022. Arsenic and chlordecone contamination and decontamination toxicokinetics in Sargassum sp. *Environmental Science and Pollution Research*, 29: 6-16. https://doi.org/10.1007/s11356-020-12127-7

Dromard, C.R.; Bodiguel, X.; Lemoine, S.; Bouchon-Navaro, Y.; Reynal, L.; Thouard, E.; Bouchon, C., 2016. Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 73-80. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4732-z

Echeverria-Saenz, S.; Mena, F.; Arias-Andres, M.; Vargas, S.; Ruepert, C.; Van den Brink, P.J.; Castillo, L.E.; Gunnarsson, J.S., 2018. In situ toxicity and ecological risk assessment of agro-pesticide runoff in the Madre de Dios River in Costa Rica. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13270-13282. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7817-4

Fabricius, K.E.; De'Ath, G., 2004. Identifying ecological change and its causes: A case study on coral reefs. *Ecological Applications*, 14 (5): 1448-1465. http://dx.doi.org/10.1890/03-5320

Ferdinand, M.; Molinié, E., 2021. Des pesticides dans les Outre-mer français. État des lieux et perspectives. *Écologie & politique*, 63 (2): 81-94. https://www.cairn.info/revue-ecologie-et-politique-2021-2-page-81.htm

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Gargominy, O.; Boquet, A., 2013. *Biodiversité d'Outre-mer*. Paris: Comité français pour l'UICN, 353 p.

Haynes, D.; Brodie, J.; Waterhouse, J.; Bainbridge, Z.; Bass, D.; Hart, B., 2007. Assessment of the water quality and ecosystem health of the Great Barrier Reef (Australia): Conceptual models. *Environmental Management*, 40 (6): 993-1003. http://dx.doi.org/10.1007/s00267-007-9009-y

Kidd, K.A.; Schindler, D.W.; Hesslein, R.H.; Muir, D.C.G., 1998. Effects of trophic position and lipid on organochlorine concentrations in fishes from subarctic lakes in Yukon Territory. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (4): 869-881. http://dx.doi.org/10.1139/cjfas-55-4-869

Le Bellec, F.; Bruchon, L.; Vannière, H.; Ehret, P.; Vincenot, D.; De Bon, H.; Marion, D.; Deguine, J.-P., 2015a. *Guide tropical - Guide pratique de conception de systèmes de culture tropicaux économes en produits phytosanitaires*. Paris, France: CIRAD. http://cosaq.cirad.fr/projets/guide-tropical/guide-complet

Le Bellec, F.; Velu, A.; Fournier, P.; Le Squin, S.; Michels, T.; Tendero, A.; Bockstaller, C., 2015b. Helping farmers to reduce herbicide environmental impacts. *Ecological Indicators*, 54: 207-216. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.020

Mendez-Fernandez, P.; Kiszka, J.J.; Heithaus, M.R.; Beal, A.; Vandersarren, G.; Caurant, F.; Spitz, J.; Taniguchi, S.; Montone, R.C., 2018. From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 56-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.012

République française, 2015. Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R.212-10, R.212.11 et R.212.18 du code de l'environnement. *JORF n°0198 du 28 août 2015*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000031107256

Roche, H.; Salvat, B.; Ramade, F., 2011a. Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities from french polynesia from French Polynesia. *Revue d'Ecologie*, 66 (1): 3-10. http://hdl.handle.net/2042/55860

Roche, H.; Sanchez, W.; Givaudan, N.; Jaffal, A.; Veron, A.; Betoulle, S.; Girondot, M., 2011b. The ecotoxicological risk in sub-Antarctic regions : PCBs and organochlorine pesticides contamination of trout from Kerguelen Islands (48° 35'S-49° 54'S and 68° 43'E-70° 35'E). *Conférence internationale Mondes polaires "Sciences environnementales et sciences sociales pour comprendre les changements observés", 26-28 janvier 2011*. Paris.

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 67 (2): 129-147.

Salvat, B.; Roche, H.; Ramade, F., 2016. On the occurrence of a widespread contamination by herbicides of coral reef biota in French Polynesia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 49-60. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4395-9

Service de l'observation et des statistiques SOeS; Dubois, A.; Lacouture, L., 2015. *Les pesticides dans les eaux douces par secteur hydrographique et par nappe*.

Svensson, O.; Bellamy, A.S.; Van den Brink, P.J.; Tedengren, M.; Gunnarsson, J.S., 2018. Assessing the ecological impact of banana farms on water quality using aquatic macroinvertebrate community composition. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13373-13381. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8248-y

Chapitre 18

Spécificités relatives aux jardins, espaces végétalisés et infrastructures

Auteurs : **Estelle Delebarre** (chargée de mission)

Documentaliste : Sophie Le Perchec

Sommaire

Introduction **1139**

1. Périmètre étudié et sources mobilisées **1139**

1.1. Définitions et typologies 1139

1.1.1. Les Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures, un périmètre difficile à identifier 1139

1.1.2. Les forêts, des espaces non agricoles hybrides 1141

1.2. Spécificités réglementaires liées à l'usage des produits phytopharmaceutiques dans les espaces non agricoles 1141

1.2.1. Dix ans d'évolution réglementaire : de l'arrêté « Lieux publics » à l'extension de la « Loi Labbé » 1141

1.2.2. Usages autorisés dans les JEVI et forêts 1143

1.3. Emprise territoriale et échelle d'intervention des principaux acteurs 1144

1.4. Panorama global des sources identifiées 1146

1.4.1. Description du corpus 1146

1.4.2. Principaux producteurs de données 1146

2. Les produits phytopharmaceutiques dans l'entretien des JEVI et forêts **1147**

2.1. Les principales problématiques de gestion de l'espace dans les JEVI et forêts 1147

2.2. Utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts 1149

2.2.1. Suivi des usages 1149

2.2.2. Dynamique de réduction des utilisations 1160

2.3. Enseignements tirés sur les utilisations 1164

3. Spécificités des approches de la biodiversité et des services écosystémiques dans les JEVI et forêts 1166

3.1. La biodiversité des JEVI et forêts : des niveaux de connaissance hétérogènes 1166

3.1.1. Etat initial de la biodiversité 1166

3.1.2. Indicateurs d'état et/ou d'évolution des habitats et espèces dans les écosystèmes urbains et forestiers 1168

3.2. Spécificités des services écosystémiques rendus par les JEVI 1170

4. Etude des corrélations entre les pratiques de gestion dans les JEVI et forêts et la biodiversité 1173

4.1. Connaissances de la contamination des milieux 1173

4.1.1. Sol 1173

4.1.2. Air 1173

4.1.3. Eau 1174

4.2. Effets de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts sur la biodiversité 1177

4.2.1. Effets sur la faune 1177

4.2.2. Effets sur les producteurs primaires 1177

4.3. La gestion raisonnée des JEVI au service de la biodiversité 1178

4.4. La biodiversité comme solution alternative 1180

4.5. Conclusion 1180

Références bibliographiques 1182

Introduction

Après plusieurs décennies d'un standard « sans mauvaises herbes », le recours aux produits phytopharmaceutiques dans l'entretien des espaces non agricoles et particulièrement des Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures (JEVI), était entré dans les mœurs. Les herbicides, largement majoritaires sur ces espaces, ont également été utilisés pour faire face aux problèmes phytosanitaires représentant un enjeu économique, de sécurité ou de santé publique : gestion de la végétation accompagnatrice lors du développement des peuplements forestiers, éradication des adventices des voies et pistes du réseau ferré, désherbage chez les particuliers ou encore lutte contre les plantes exotiques envahissantes.

Les usages des PPP dans les espaces non agricoles n'étaient abordés que sommairement dans l'Expertise scientifique collective (ESCo) de 2005 (Aubertot *et al.*, 2005). Depuis, les zones non agricoles ont fait l'objet d'un axe spécifique du plan Ecophyto dès sa première version en 2008 (Axe 7 - Réduire et sécuriser l'usage des produits phytopharmaceutiques en zone non agricole)[1], puis d'un encadrement réglementaire qui restreindra progressivement les usages avec la loi n°2014-110, dite « loi Labbé » (République française, 2014) et ses suites. La part des JEVI dans l'ensemble des quantités de substances actives vendues est passée de l'ordre de 10% en 2009 à 1% en 2018 hors produits de biocontrôle (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020). Aborder cette thématique dans la présente ESCo s'est donc avéré nécessaire afin de mettre en lumière la dynamique de réduction des produits phytopharmaceutiques observée dans ces espaces et ses conséquences pour la biodiversité et les services écosystémiques.

La recherche bibliographique préliminaire a donné peu de résultats sur la base de mots clés caractérisant les JEVI (comme *green/leisure/transport facilities, road, railway, golf, turf*…). Les références ainsi identifiées en association avec les PPP portaient principalement sur les effets sur la santé. Pour augmenter les chances de disposer de travaux susceptibles de documenter la relation entre les utilisations de PPP et la biodiversité, il a été décidé de mobiliser d'éventuelles études de terrain identifiées en sollicitant les acteurs gestionnaires de ces espaces.

Cette recherche de littérature grise a été conduite à partir des types d'espaces et des acteurs des zones non agricoles (JEVI et forêts). Sur cette base, l'état des lieux des usages de produits phytopharmaceutiques a permis de mettre en évidence les dynamiques observées dans ces espaces ces 15 dernières années. La dernière partie est consacrée à l'observation des relations entre pratiques de gestion dans les JEVI et forêts et biodiversité et services écosystémiques.

1. Périmètre étudié et sources mobilisées

1.1. Définitions et typologies

1.1.1. Les Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures, un périmètre difficile à identifier

Anciennement dénommées Zones non agricoles (ZNA), ceux que l'on appelle aujourd'hui les Jardins, Espaces Végétalisés et Infrastructures (JEVI) sont un objectif à part entière du Plan Ecophyto. En effet, l'Axe 4 (« Accélérer la transition vers l'absence de recours aux produits phytosanitaires dans les jardins, espaces végétalisés et infrastructures »)[2] du Plan Ecophyto II+ a vocation à accompagner les gestionnaires d'espaces verts urbains ainsi

[1] « Axe 7 », p. 17-18 : Ministère de l'agriculture et de la pêche, 2008. Plan écophyto 2018 de réduction des usages des pesticides 2008-2018. Paris: Ministère de l'agriculture et de la pêche, 20 p. https://agriculture.gouv.fr/telecharger/60932?token=de0937f3df321ac1b41d9ec73f79333d97af73fda0a26602f76cd0b69a48bc80 [Consulté le 14/04/2021].

[2] Plan EcophytoII+ « Axe 4 : supprimer les produits pesticides dans les jardins » https://agriculture.gouv.fr/le-plan-ecophyto-quest-ce-que-cest [Consulté le 14/04/2021].

que les jardiniers amateurs dans la réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques chaque fois que cela est possible.

La présente étude s'attache à réaliser un état des lieux des connaissances concernant les impacts sur la biodiversité des produits phytopharmaceutiques utilisés pour l'entretien de ces espaces. Au premier abord, il n'est pas évident d'identifier ce que recouvrent les JEVI. Le ministère chargé de l'Agriculture désigne par les JEVI, « toutes les surfaces ZNA, à l'exception des forêts. De ce fait, cette filière rassemble une grande diversité de compartiments végétalisés, publics ou privés, au sein des parcs, jardins, espaces verts et voies de communication » (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation et Direction générale de l'alimentation, 2020).

Si la notion de « jardin » est facilement identifiable, les « espaces végétalisés », aussi appelés « espaces verts », peuvent voir leur définition varier selon la perception des différents acteurs de l'aménagement du territoire. La circulaire du 22 février 1973 (République française, 1973) relative à la protection des espaces verts en zone urbaine, aujourd'hui toujours en vigueur, les définit comme « toutes les réalisations vertes urbaines telles que bois, parcs, jardins, squares… et même plantations d'alignement et plantations d'accompagnement (…) » ainsi que « toutes les superficies vertes périurbaines et rurales, en particulier les massifs forestiers, les coupures vertes… ».

Pour identifier de façon la plus exhaustive possible le périmètre des JEVI, différentes classifications existantes peuvent servir de référence (Tableau 18-1). Pour les jardins et espaces végétalisés, les nomenclatures Corine Land Cover[3] ou encore Corine Biotopes[4], basées sur une analyse de l'occupation du sol, permettent de dresser un panorama des grandes catégories d'espaces, et pourraient servir de support pour une analyse spatiale des JEVI. Cependant, pour orienter les recherches bibliographiques et identifier plus facilement les acteurs concernés, la classification des espaces verts mise au point par l'Association des Ingénieurs Territoriaux de France (AITF) semble plus adaptée à l'étude (Guinaudeau *et al.*, 2004).

Tableau 18-1. Exemples de classifications existantes caractérisant les espaces de nature des écosystèmes urbains (Commissariat général au développement durable, 2018b)

Nomenclature « Corine Land Cover »	Typologie « Corine Biotopes »	Typologie des espaces verts (AITF)
1. Territoires artificialisés 14 espaces verts artificialisés, non agricoles 141 espaces verts urbains 142 équipements sportifs et de loisirs » 51 eaux continentales 511 cours et voies d'eau 512 plans d'eau	84. Alignement d'arbres, haies, petits bois, bocage, parc 85. Parcs urbains et grands jardins 87. Terrains en friche et terrains vagues 89. Lagunes et réservoirs industriels, canaux	1. Parcs et squares 2. Accompagnement de voies 3. Accompagnement de bâtiments publics 4. Accompagnement d'habitations 5. Etablissement industriels et commerciaux 6. Etablissements sociaux éducatifs 7. Terrains de sport 8. Cimetières 9. Campings 10. Jardins familiaux / partagés 11. Etablissement horticoles 12. Espaces naturels aménagés 13. Arbres d'alignement forme architecturées et libres

Le périmètre des JEVI intègre les infrastructures, incluant le réseau ferré, le réseau routier concédé et non concédé, les voies navigables et le réseau de transport électrique.

Les accompagnements de voies évoqués dans la typologie de l'AITF correspondent aux dépendances des infrastructures routières, appelées dépendances vertes lorsqu'elles sont pourvues de végétation. « Une dépendance regroupe les accotements, les fossés, les noues, les merlons, les buttes, les talus, les terre-pleins centraux, les ronds-points, les échangeurs, les diffuseurs et les îlots directionnels, ainsi que les circulations douces, les chemins latéraux d'accès ou de desserte agricole, les délaissés de voiries, les aires de repos, les points d'arrêt, les aires de stockage ou de service et les bassins de rétention ou de stockage des eaux de voirie » (Cerema *et al.*, 2018).

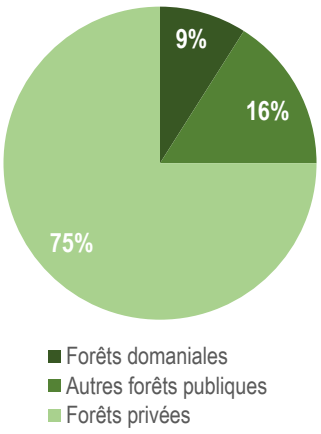
[3] https://www.data.gouv.fr/fr/datasets/corine-land-cover-occupation-des-sols-en-france/ [Consulté le 14/04/2021].
[4] https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-biotopes [Consulté le 14/04/2021].

1.1.2. Les forêts, des espaces non agricoles hybrides

La définition internationale et officielle de la forêt les décrit comme « les terres occupant une superficie de plus de 0,5 hectare avec des arbres atteignant une hauteur supérieure à 5 mètres et un couvert arboré de plus de 10%, ou avec des arbres capables d'atteindre ces seuils *in situ*. Cette définition exclut les terres à vocation agricole ou urbaine prédominante » (FAO, 2006). Utilisée par l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), cette définition a également été reprise au niveau européen, et adoptée par l'Inventaire forestier national (IFN) en 2005.

Selon l'IFN, les forêts où la production de bois est possible sont par définition des « forêts de production », même si elles ne sont pas effectivement exploitées (Figure 18-1). Comme indiqué dans l'Evaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (EFESE) sur les écosystèmes forestiers (Commissariat général au développement durable, 2018a), cette catégorie de forêt représente 95% des surfaces forestières, les 5% restant regroupant les terrains inaccessibles (terrains très accidentés en montagne, falaises, zones interdites d'accès, etc.).

De même que pour les JEVI, il existe différentes nomenclatures pour caractériser les forêts, par exemple selon le taux de couvert arboré, ou encore la composition du peuplement. Pour cette étude, nous retiendrons la distinction basée sur la catégorie de propriété, et parlerons de forêts publiques et privées. Ce choix s'explique en raison de l'objet d'étude, à savoir les produits phytopharmaceutiques, puisque des spécificités réglementaires différentes s'appliquent selon la nature privée ou publique de la forêt.



Catégorie de propriété	Surface de forêt de production (millions d'hectares)	% de la forêt de production
Forêt domaniale	1,5	9
Autres forêts publiques	2,7	16
Forêts privées	12,6	75

Figure 18-1. Répartition des forêts françaises métropolitaines par régime de propriété (IGN, 2020)

1.2. Spécificités réglementaires liées à l'usage des produits phytopharmaceutiques dans les espaces non agricoles

1.2.1. Dix ans d'évolution réglementaire : de l'arrêté « Lieux publics » à l'extension de la « Loi Labbé »

« Depuis 2009, l'Europe impose la mise en place de mesures de protection des publics sensibles vis-à-vis des traitements phytopharmaceutiques *via* la directive cadre européenne sur l'utilisation durable des pesticides (Commission européenne, 2009). C'est de ce texte que découle un ensemble de mesures réglementaires actuellement en vigueur en France ».[5]

[5] Plante & Cité, 2021. Utilisation des produits phytosanitaires dans les lieux fréquentés par le public. *Ecophyto Pro*. https://www.ecophyto-pro.fr/fiches/fiche/8/utilisation_des_produits_phytosanitaires_dans_les_lieux_frequentes_par_le_public/n:304 [Consulté le 14/04/2021].

De plus, au regard de l'évolution des connaissances sur les effets des produits phytopharmaceutiques sur la santé humaine, mais aussi sur l'environnement, la biodiversité et les services écosystémiques, la réduction de leur utilisation ne concerne plus seulement le secteur agricole, mais se généralise à l'ensemble des acteurs. Ainsi, la réglementation concernant l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts ne cesse d'évoluer depuis plus de dix ans. La tendance est en faveur de l'abandon du recours à ces produits, mais ce passage au « zéro phyto » se fait progressivement. Il s'agit en effet de modifier des pratiques de gestion de l'espace parfois bien ancrées, mais aussi difficiles à mettre en œuvre pour certains acteurs pour des raisons culturelles, financières et/ou de sécurité.

C'est l'arrêté du 27 juin 2011, aussi appelé arrêté « lieux publics » (ALP) qui initie les restrictions d'usages dans les espaces accueillant du public. Sont concernés les lieux habituellement fréquentés par des personnes vulnérables et les lieux ouverts au public, pour lesquels certains produits deviennent interdits comme précisé dans le Tableau 18-2.

Tableau 18-2. Dispositions réglementaires définies par l'arrêté « Lieux publics » du 27 juin 2011 (République française, 2011)

Espaces et publics concernés par l'arrêté « lieux publics »	Dispositions réglementaires
Lieux habituellement fréquentés par des personnes vulnérables : · Espaces fréquentés par les élèves dans l'enceinte des établissements scolaires, des crèches, haltes garderie et centres de loisirs · Aires de jeux · Proximité des bâtiments d'accueil des personnes âgées, malades ou handicapées	Tous les produits sont interdits sauf ceux dispensés de tout classement ou affectés seulement d'un classement écotoxicologique
Lieux ouverts au public : · Parcs et jardins · Espaces verts · Terrains de sport et de loisirs	Les produits contenant les substances les plus dangereuses sont interdites (cf. article 3 de l'arrêté), ainsi que les substances persistantes, bioaccumulables ou toxiques (PBT ou très PBT) Les produits comportant certaines phrases de risque (*cf.* article 4 de l'arrêté), ainsi que les produits classés explosifs, très toxiques (T +), toxiques (T) ne sont autorisés que si l'accès aux zones traitées peut être interdit pendant une durée d'au moins 12 heures après l'application

La loi n°2014-110 du 6 février 2014 dite « Loi Labbé » (République française, 2014) avait fixé deux grandes échéances pour limiter le recours aux produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts publiques, dont les dates d'entrée en vigueur ont été avancées par l'article 68 de la loi n°2015-992 du 17 août 2015 (République française, 2015) relative à la transition énergétique pour la croissance verte (LTE). Ainsi, la vente en libre-service aux particuliers et l'utilisation de ces produits par les personnes publiques ont été interdites à partir du 1er janvier 2017. La vente, l'usage et la détention de ces mêmes produits ont été interdits pour les particuliers à compter du 1er janvier 2019. Notons toutefois que l'ensemble du périmètre des JEVI n'est pas concerné par ces mesures et qu'il existe des exceptions.

La dernière mesure en date est l'arrêté du 15 janvier 2021 (République française, 2021) qui vient justement élargir la liste des espaces concernés par les dispositions de la « Loi Labbé ». A partir du 1er juillet 2022, c'est donc l'ensemble des lieux fréquentés par le public ou à usage collectif, qu'ils soient publics ou privés, qui auront l'interdiction d'utiliser des produits phytopharmaceutiques à l'exception des terrains de grands jeux (football, rugby, hockey sur gazon…), de tennis sur gazon, d'hippodromes, et de golf. Pour ces derniers, l'interdiction s'appliquera à partir du 1er janvier 2025. Après cette date, l'utilisation de produits phytosanitaires de synthèse restera encore possible pour les usages listés par les ministères des sports et de l'environnement pour lesquels il n'existe aucune solution technique alternative permettant d'obtenir la qualité requise dans le cadre des compétitions officielles.

La politique forestière relève des compétences de l'Etat. C'est dans ce cadre que le Code Forestier s'applique indépendamment du régime de propriété. Le Code Forestier est garant de la gestion durable des forêts et de la cohérence de la politique forestière avec les autres politiques publiques relatives notamment au développement

rural, à l'aménagement du territoire, à la protection des sols et des eaux et à la prévention des risques naturels. Les forêts publiques étant gérées par l'Office national des forêts (ONF), la « Loi Labbé » s'applique sur les parcelles accueillant du public. Ainsi, sur les parcelles en régénération naturelle ou par plantation, où le public n'est pas ou peu présent, les produits phytopharmaceutiques peuvent être utilisés. Dans les forêts privées, le recours aux produits phytopharmaceutiques est possible à condition que l'applicateur, propriétaire forestier ou entreprise prestataire, détienne le Certiphyto.

1.2.2. Usages autorisés dans les JEVI et forêts

Catalogue national des usages phytopharmaceutiques

Les gestionnaires des JEVI et forêts sont des usagers professionnels ou amateurs. En outre, la distinction entre les gammes de produits destinés à ces deux catégories d'usagers se fait dès 1999, puisqu'à cette date la décision d'Autorisation de mise sur le marché (AMM) des produits, relative à la gamme d'usages « amateurs », doit comporter la mention « Emploi autorisé dans les jardins » (EAJ). Ces derniers sont donc les seuls autorisés à la vente aux particuliers.

Le 12 avril 2021, le nouveau catalogue national des usages phytopharmaceutiques est publié sous la note de service DGAL/SDQSPV/2021-278 (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation et Direction générale de l'alimentation, 2021). Ce catalogue répertorie l'ensemble des usages pouvant faire l'objet d'une demande d'AMM et se compose de plusieurs fascicules, dont l'un est intitulé « Production horticole, JEVI, Forêt ». Les usages « production horticole » ne concernent pas cette partie de l'étude, ils correspondent à des usages agricoles et couvrent les productions végétales ornementales issues de l'horticulture et des pépinières. Les usages JEVI concernent les utilisations exclusivement liées à la création et à l'entretien d'espaces aménagés et/ou végétalisés reliés aux JEVI, c'est-à-dire où les végétaux ne sont pas cultivés à des fins de production et de commercialisation, et enfin les usages forêt s'appliquent aux semis et plantations de moins de 3 mètres de hauteur moyenne ainsi que les bois et bosquets, et aux opérations d'entretien sylvicoles. Les traitements en pépinière forestière sont quant à eux inclus dans les usages « Arbres et arbustes ».

Le contexte des JEVI dans le cadre de la présente expertise s'intéresse uniquement à l'entretien, ainsi les catégories d'usages concernées et répertoriées dans le catalogue précité sont les suivantes :

- Usages « JEVI » (8 usages)
- Usages « Arbres et arbustes » (56 usages)
- Usages « Gazon de graminées » (18 usages)

Dérogations

Bien que contrainte par les différentes mesures réglementaires citées, l'utilisation de produits phytopharmaceutiques de synthèse est encore possible sur certains espaces, et dans certains cas particuliers (Tableau 18-3 et 18-4). Les produits d'origine naturelle, à savoir produits de biocontrôle, à faible risque ou utilisables en agriculture biologique (UAB), restent généralement autorisés et doivent toujours comporter la mention « EAJ » pour les usages non professionnels.

L'arrêté du 15 janvier 2021 (République française, 2021) vient étendre les restrictions de la « Loi Labbé » et les dispositions entreront en vigueur le 1er juillet 2022. A compter de cette date, l'utilisation de produits phytopharmaceutiques de synthèse sera uniquement possible en cas de situations sanitaires qui le nécessitent (lutte contre les organismes nuisibles réglementés, danger menaçant le patrimoine historique ou biologique) ou pour l'entretien des équipements sportifs déjà mentionnés.

Cas particuliers des entreprises prestataires
Les professionnels disposant d'un agrément d'entreprise et titulaires du Certiphyto peuvent intervenir sur les espaces privés, et notamment chez les particuliers pour qui l'achat et l'utilisation de produits phytopharmaceutiques (hors produits de biocontrôle, à faible risque ou UAB avec mention EAJ) sont interdits depuis le 1er janvier 2019.

Tableau 18-3. Espaces où l'utilisation de produits phytopharmaceutiques de synthèse est autorisée (avant entrée en vigueur de l'arrêté du 15 janvier 2021)

Acteurs	Types d'espaces	⛔/✅ ?
Etat, Collectivités, établissements publics	Espace vert ouvert au public	⛔ Interdiction à partir du 1er janvier 2017* sauf sur voirie si la sécurité des agents ou usagers est mise en cause.
	Promenade	
	Voirie	
	Forêt	
	Terrain de sport et de loisirs ouvert au public	⛔ Interdiction d'utiliser les produits avec mentions de danger H350, H350i, H340, H360F, H360D, H360FD, H360Fd, H360Df (R45, R46, R49, R60, R61) ⛔ Interdiction d'utiliser des produits persistants, bioaccumulables et toxiques (pour les produits toxiques, ils sont autorisés si le délai de rentrée est de 12h min), et des produits très persistants et très bioaccumulables. *
	Cimetière	✅ Autorisé, les cimetières sont des espaces sensibles où il est conseillé de restreindre l'usage des produits phytopharmaceutiques.
	Espace fermé au public	✅ Autorisé
Etablissements d'accueil des personnes vulnérables	Etablissement scolaire, crèches halte garderies, centres de loisirs, aires de jeux	⛔ Interdiction sauf SC ou si classement présente seulement mentions de danger H400, H410, H411, H412, H413; EUH059*
	Centres hospitaliers, établissements de santé privés, maisons de santé, de réadaptation fonctionnelle, qui accueillent des personnes âgées, des adultes handicapés ou atteints de pathologie grave	⛔ Interdiction à moins de 50m, sauf sans classement toxicologique ou si classement présente seulement mentions de danger H400, H410, H411, H412, H413, EUH059*
Privés	Espace vert ouvert au public	⛔ Interdiction d'utiliser les produits avec mentions de danger H350, H350i, H340, H360F, H360D, H360FD, H360Fd, H360Df (R45, R46, R49, R60, R61) ⛔ Interdiction d'utiliser des produits persistants, bioaccumulables et toxiques (pour produits toxique autorisé si délai de rentrée de 12h min), et des produits très persistants et très bioaccumulables.*
	Terrain de sport et de loisirs ouvert au public	
	Espace fermé au public Voirie	✅ Autorisé
Non professionnels	Jardins (privés, familiaux, partagés...)	⛔ Interdiction à partir du 1er janvier 2019 (loi Labbé) NB : Seuls les produits qui portent la mention EAJ sont autorisés.*

*Les interdictions ne s'appliquent pas en cas de lutte obligatoire

Tableau 18-4. Espaces où l'utilisation de produits de biocontrôle est autorisée (avant entrée en vigueur de l'arrêté du 15 janvier 2021)

Acteurs	Types d'espaces	⛔/✅ ?
Etat, Collectivités, établissements publics	Espace vert ouvert au public	✅ Reste autorisé après le 1er janvier 2017 (loi Labbé)
	Promenade	
	Voirie	
	Forêt	
	Terrain de sport et de loisirs ouvert au public	✅ Autorisé
	Cimetière	
	Espace fermé au public	
Etablissements d'accueil des personnes vulnérables	Etablissement scolaire, crèches halte garderies, centres de loisirs, aires de jeux	⛔ Interdit sauf macro-organismes, SC*, mention de dangers H400, H410, H411, H412, H413, EUH059, ou R50 à R59
	Centres hospitaliers, établissements de santé privés, maisons de santé, de réadaptation fonctionnelle, qui accueillent des personnes âgées, des adultes handicapés ou atteints de pathologie grave	
Privés	Espace vert ouvert, au public	✅ Autorisé
	Terrain de sport et de loisirs ouvert au public	
	Espace fermé au public	
	Voirie	
Non professionnels	Jardins (privés, familiaux, partagés...)	✅ Reste autorisé après le 1er janvier 2019

*SC : Sans classement toxicologique

1.3. Emprise territoriale et échelle d'intervention des principaux acteurs

Connaître l'emprise territoriale des JEVI et forêts relativement à la surface totale du territoire métropolitain permet de mieux appréhender les enjeux liés à l'utilisation de produits phytopharmaceutiques dans ces espaces. Ces surfaces sont données à titre indicatif, mais ne reflètent en rien les superficies traitées chimiquement. L'appréciation de la proportion de surfaces traitées dans chaque type d'espace au regard de leur emprise totale figure dans la section 2.2 selon les données disponibles.

Tableau 18-5. Emprise territoriale de différents types d'espaces en JEVI et forêts

Classification AITF	Type d'espace	Superficie totale (ha)	Part du territoire métropolitain
NC	Forêts privées [6]	12 600 000	19,6%
NC / 12	Forêts publiques [6]	4 300 000	7,8%
4	Jardins de particuliers (Armand, 1989)	1 000 000	1,8%
2	Dépendances vertes du réseau routier (Cerema *et al.*, 2018)	850 000	1,6%
12	Terrains militaires[7]	258 000	0,5%
-	Voies et pistes du réseau ferré national (SNCF Réseau, 2019)	34 000	0,06%
7	Terrains de golf (Fédération Française de Golf, 2016)	33 150	0,06%
8	Cimetières (Larramendy *et al.*, 2017)	20 000	0,04%
NC	Espaces ouverts (exemple de l'Ile de France à partir du Mode d'occupation du sol 2017)	72 000	6%[8]

Pour certaines typologies, les données nationales de leur emprise territoriale sont manquantes. Cependant, l'étude des Modes d'occupation du sol (MOS) pourrait permettre de réaliser cette analyse pour certains espaces pouvant être assimilés à une classification « Corine Land Cover ». A titre d'exemple, en région Ile-de-France, les espaces ouverts, c'est-à-dire ni construits ni imperméabilisés, sont de l'ordre de 72 000 ha selon le MOS 2017.

En plus d'être composés d'une grande diversité d'espaces, les JEVI et forêts sont également gérés par différents acteurs dont l'échelle d'intervention peut être nationale ou plus locale. Face à cette multiplicité de gestionnaires, il n'est pas évident d'obtenir des données sur les usages des produits phytopharmaceutiques par type d'espace. A titre d'exemple, les espaces verts d'une collectivité peuvent aussi être entretenus par un prestataire privé, le réseau routier national compte à la fois des gestionnaires publics (Etat, Départements, communes) et privés (sociétés d'autoroutes), les jardins de particuliers peuvent être entretenus par les résidents eux-mêmes ou par un paysagiste.

Tableau 18-6. Gestionnaires des JEVI et forêts

Types d'espaces	Gestionnaires			
	Collectivités territoriales	Professionnels en prestation de service	Particuliers	Autres
Parcs et squares	x	x		
Accompagnement de voies	x	x		Directions interdépartementales des routes (DIR) ; Sociétés d'autoroute
Accompagnement de bâtiments publics	x	x		
Accompagnement d'habitations		x	x	
Etablissements industriels et commerciaux		x		
Etablissements sociaux éducatifs	x	x		
Terrains de sport	x	x		Golfs
Cimetières	x	x		
Campings	x	x		Campings privés
Jardins familiaux / partagés			x	
Etablissements horticoles				
Espaces naturels aménagés	x			
Arbres d'alignement formes architecturées et libres	x	x		
Forêts privées		x	x	
Forêts publiques	x			Office national des forêts (ONF)
Voies et pistes du réseau ferré national				Société nationale des chemins de fer français (SNCF Réseau)
Voies navigables				Voies navigables de France (VNF)
Réseau de transport électrique				Réseau de transport d'électricité (RTE)

[6] Inventaire Forestier National, « La propriété forestière » https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique70 [Consulté le 15/04/2021].
[7] SGA et DPMA, « Biodiversité », Secrétariat général pour l'administration, 2 février 2021, https://www.defense.gouv.fr/sga/le-sga-en-action/developpement-durable/environnement/plan-d-action-environnement/biodiversite [Consulté le 15/04/2021].
[8] En % du territoire régional Ile de France.

Le Tableau 18-6 a été réalisé sur la base des lectures, entretiens et observations réalisées et récapitule l'ensemble des types d'espaces considérés dans ce chapitre et les gestionnaires pouvant y être associés.

1.4. Panorama global des sources identifiées

1.4.1. Description du corpus

Des entretiens avec une quinzaine d'acteurs des JEVI ont permis de positionner les rôles de chacun et ainsi d'identifier la nature des données disponibles et leur origine. Cette approche a eu pour conséquence la constitution d'un corpus composé essentiellement de publications françaises, les acteurs interrogés en étant pour la plupart les auteurs. L'un des points marquants de la recherche bibliographique découlant de ce travail réside dans l'hétérogénéité des données produites concernant l'entretien des JEVI, à la fois en termes de type de données mais aussi d'échelle (nationale, communale, parcellaire...). Cette difficulté rencontrée réside dans la multiplicité des types d'espaces et des acteurs des JEVI : un acteur peut être amené à gérer plusieurs types d'espaces (par exemple une entreprise de paysage peut entretenir des jardins de particuliers et des espaces verts publics), de même qu'un type d'espace peut être géré par plusieurs acteurs (les espaces verts publics peuvent être gérés par une collectivité ou par une entreprise prestataire).

Le corpus se compose de documents ayant été produits sur la période 1973-2021. Plus de la moitié du corpus provient des acteurs publics : organismes gouvernementaux ou administrations publiques (24%), agences publiques françaises (17%), collectivités et acteurs publics territoriaux (14%). La moitié des documents produits par ces acteurs sont des rapports ou comptes rendus réalisés à partir d'enquêtes et/ou de retours d'expériences, 40% correspondent à des documents de communication ou des guides destinés aux gestionnaires des JEVI. 80% des publications réalisées par les acteurs publics abordant la question des usages de pesticides dans les JEVI, et particulièrement la promotion des pratiques de gestion raisonnée, datent d'après 2014. Cela peut naturellement s'expliquer par l'influence de la « Loi Labbé » et le besoin de communiquer sur le sujet. 15% du total des sources collectées sont des études réalisées par des organisations professionnelles et instituts techniques. Dans cette catégorie d'acteurs, Plante & Cité est le principal producteur de données en tant qu'animateur de la plateforme Ecophyto-pro consacrée à l'application du Plan Ecophyto dans les JEVI. 10% du corpus sont des rapports produits par des associations, notamment environnementales. De façon très ponctuelle, nous avons pu nous référer à de grandes synthèses élaborées par des ONG internationales ou fondations. Enfin, 8% des documents sont des publications à caractère scientifique et ont principalement alimenté la partie sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Sur l'ensemble des groupes de travail mobilisés dans cette expertise, une quarantaine de références issues de la littérature scientifique ont été relevées sur la période 2004-2021 concernant la thématique JEVI : 1 publication sur les producteurs primaires, 7 sur les transferts, 7 sur les invertébrés des milieux aquatiques, 13 sur la contamination et 15 sur les invertébrés terrestres. Cette répartition vient justifier certains éléments ayant été identifiés dans la littérature grise, à savoir les transferts par ruissellement, mais aussi les enjeux liés aux pollinisateurs particulièrement prégnants lorsqu'on aborde la question des JEVI. Concernant la contamination, elle est principalement étudiée dans le sol au niveau scientifique, alors que la littérature grise met l'accent sur la contamination du milieu aquatique. Enfin, il n'a pas été identifié de références scientifiques abordant les impacts des produits phytopharmaceutiques sur les espèces non cibles de producteurs primaires, mais seulement une publication mettant en évidence les bénéfices d'une gestion raisonnée sur la richesse spécifique des végétaux, également évoqués dans la littérature technique.

1.4.2. Principaux producteurs de données

La quantité de documentation disponible est inégale d'un type d'espace à un autre. Par exemple, les jardins de particuliers qui représentent une emprise importante, ne sont que très peu documentés. Une enquête réalisée par l'Union nationale des entreprises du paysage (UNEP) met en évidence des retours d'expérience d'entrepreneurs

intervenant chez les particuliers. Une enquête sur les pratiques des jardiniers amateurs a également été lancée sur le site de *Jardiner Autrement*[9], référence officielle des particuliers pour un jardinage respectueux de la nature.

S'ils collectent des données pour le suivi de leurs usages de produits phytopharmaceutiques, les gestionnaires des JEVI ne produisent pas toujours de documents qui exploitent ces données. Ainsi les principaux fournisseurs de données concernant le suivi des usages ont été les gestionnaires d'infrastructures linéaires qui réalisent des bilans annuels, tels que la Société nationale des chemins de fer français (SNCF) ou encore la Direction générale des infrastructures, des transports et de la mer (DGITM) pour le réseau des Directions interdépartementales des routes (DIR), leur permettant de mettre en avant une évolution sur le long terme. D'autres acteurs réalisent également ponctuellement ou sur une période donnée des études sur la consommation de produits phytopharmaceutiques comme par exemple le Département de la santé des forêts (DSF) pour le cas du glyphosate, ou encore des traitements contre l'hylobe. Pour une approche plus globale des usages de produits phytopharmaceutiques dans les JEVI à l'échelle nationale, l'Union des entreprises pour la protection des jardins et des espaces publics (UPJ) ainsi que la Banque nationale des ventes de produits phytopharmaceutiques par les distributeurs agréés (BNVD) ont été les principales ressources, tout comme les notes de suivi réalisées dans le cadre du plan Ecophyto qui en analysent les données brutes. Les questions relatives à l'actualité du plan Ecophyto sont d'ailleurs abordées au niveau institutionnel par le ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (MAA) ainsi que le ministère de la Transition Ecologique et Solidaire (MTES).

Sous tutelle de ces ministères, l'Office français de la biodiversité (OFB) œuvre pour protéger et restaurer la biodiversité en métropole et Outre-Mer. L'OFB finance notamment les Atlas de la biodiversité communale (ABC) qui permettent aux communes et intercommunalités impliquées d'intégrer plus facilement les enjeux biodiversité de leurs territoires dans les démarches d'aménagement et de gestion. Pour améliorer la connaissance mais aussi mesurer l'évolution de la faune et de la flore, le Museum national d'histoire Naturelle (MNHN), pionnier dans les sciences participatives en France, pilote les observatoires nationaux Vigie-Nature dont certains s'adressent à tous (Oiseaux des jardins, Sauvages de ma rue...) et d'autres aux professionnels (Florilèges et Propage). L'approche de ces différentes démarches a permis de mettre en évidence le caractère non systématique des inventaires naturalistes, et les lacunes en matière d'état initial de la biodiversité dans les espaces non « sanctuarisés » tels que les JEVI. Partant de ce constat, les sources permettant d'identifier des corrélations entre biodiversité et pratiques de gestion sont rares. Des structures associatives telles que les Conservatoires des Espaces Naturels (CEN) ou l'Office pour la Protection des Insectes et leur Environnement (OPIE) s'intéressent à l'impact des pratiques de gestion sur la biodiversité et réalisent des études ponctuelles dans les JEVI en partenariat avec des structures publiques (Ministère des Armées, collectivités territoriales...).

Enfin, ce chapitre sur les JEVI s'est intéressé aux projets de recherche, terminés ou en cours, traitant des pratiques de gestion dans les JEVI et de leur impact sur la biodiversité. La SNCF, le Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement (CEREMA) et INRAE se sont déjà penchés sur le sujet, et étudient notamment les solutions alternatives au désherbage chimique.

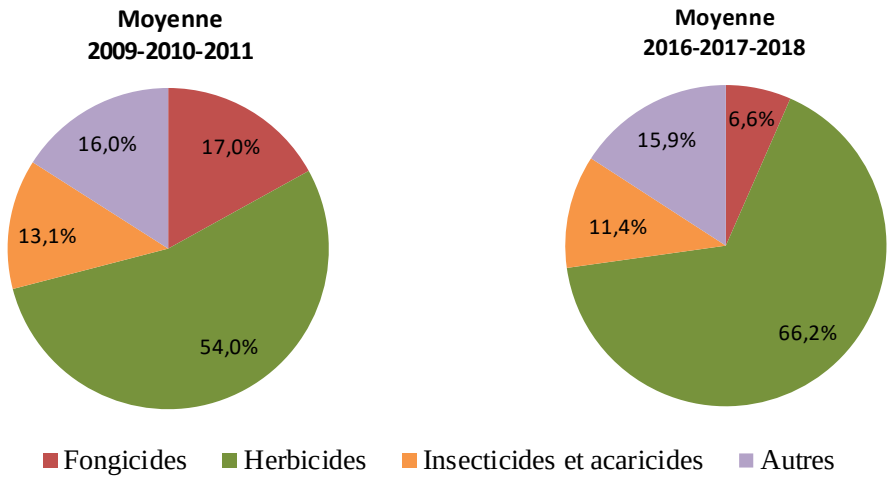
2. Les produits phytopharmaceutiques dans l'entretien des JEVI et forêts

2.1. Les principales problématiques de gestion de l'espace dans les JEVI et forêts

Dans l'entretien des JEVI, c'est de loin le désherbage qui prédomine. Selon Plante & Cité, il représente 90% des opérations de gestion. Longtemps considérées comme des « mauvaises herbes », la présence de plantes adventices renvoyait l'image d'un espace négligé. Ces exigences esthétiques de gestion, associées aux plus

[9] https://www.jardiner-autrement.fr/ [Consulté le 15/04/2021].

faibles coûts (humains et/ou financiers) induits par l'usage des traitements chimiques par rapport à d'autres pratiques d'entretien, ont encouragé le recours aux herbicides dans les espaces publics comme privés pendant de nombreuses années. La Figure 18-2 met en évidence que les herbicides représentaient plus de la moitié du Nombre de Doses Unités (NODU) JEVI en moyenne triennale entre 2009 et 2011 (valeur de référence : 1 741 768) et 66,2% entre 2016 et 2018 (valeur de référence 802 920).



Notes : série révisée tenant compte des modifications en temps réel de la BNV-D (nouvelles déclarations, retraits ou modifications de déclarations, corrections après contrôles). Le JEVI intègre un segment professionnels et un segment amateurs. La catégorie "Autres" regroupe les nématicides, molluscicides, rodenticides, activateur végétal, etc., ainsi que les substances de croissance, les produits non classés et les produits non déterminés.

Visuel ONB, d'après :
Origine des données : MAA (DGAL), d'après Banque nationale des ventes des distributeurs (BNV-D)
Traitements : MAA (SSP)

Figure 18-2. Répartition du nombre de doses unité de produits phytosanitaires par fonction (indicateur NODU – Usages jardins, espaces verts, infrastructures) [10]

Certains gestionnaires qui interviennent sur des espaces avec des contraintes de sécurité importantes pour le personnel mais aussi pour les usagers, soulignent la difficulté à répondre à ces contraintes sans recourir aux produits phytopharmaceutiques. C'est le cas de plusieurs acteurs des infrastructures linéaires de transport. Par exemple, SNCF Réseau a un objectif de zéro végétation sur les voies et pistes. « Ces standards sont nécessaires à la sécurité et à la performance du réseau ferroviaire : sécurité ferroviaire (stabilité des voies), sécurité des personnes (cheminement du personnel de surveillance, évacuation des passagers) et ponctualité des trains » (Fugit et Moreau, 2020). En forêt, l'utilisation d'herbicides peut avoir pour objet de lutter contre la végétation accompagnatrice susceptible de créer des situations de blocage au développement des peuplements forestiers.

De façon plus marginale, le recours aux produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts peut concerner la lutte contre les Espèces Exotiques Envahissantes au titre de la stratégie européenne sur les EEE (Parlement européen, 2014), ou encore contre les organismes nuisibles (République française, 2000). Une étude de Plante & Cité a en effet permis d'identifier les itinéraires techniques employés par une quarantaine de gestionnaires d'espaces verts pour lutter contre les Espèces Exotiques Envahissantes (Guérin et Hédon, 2019). Les résultats de cette étude montrent que la lutte chimique n'est pas privilégiée, puisque l'essentiel des retours concernent des itinéraires techniques « arrachage » (15 retours) et « coupe » (13 retours). Seuls 3 retours mentionnent le recours à la lutte chimique pour vaincre spécifiquement l'ailante, l'ambroisie à feuilles d'armoise, ou encore la renouée asiatique. Sur les terrains militaires, la lutte contre le Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) pouvait faire

[10] ONB, « Évolution de la consommation de produits phytosanitaires en usage non agricole », Nature France - Le service public d'information sur la biodiversité, 16 janvier 2020, https://naturefrance.fr/indicateurs/evolution-de-la-consommation-de-produits-phytosanitaires-en-usage-non-agricole [Consulté le 15/04/2021].

l'objet d'une lutte chimique qui tend à être remplacée par une solution innovante et naturelle : la méthode GAMAR[11]. L'instruction technique relative à la Surveillance officielle des organismes nuisibles réglementés ou émergents (SORE) indique que dans les gazons sportifs, il est nécessaire d'être attentif vis-à-vis du hanneton japonais (*Popillia japonica*) au stade larvaire (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation et Direction générale de l'alimentation, 2020). Enfin, dans les forêts, certains ravageurs tels que les scolytes ou l'hylobe peuvent également faire l'objet de traitements chimiques du fait de leur statut d'organisme nuisible réglementé.

2.2. Utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts

2.2.1. Suivi des usages

Connaissances globales du suivi quantitatif des usages dans les espaces non agricoles

La base de données de référence pour les usages de produits phytopharmaceutiques est la Banque nationale des ventes des distributeurs (BNVD). Elle est basée sur les déclarations de vente des distributeurs agrées sur le territoire. Grâce à cet outil, il est possible d'extraire les données brutes des consommations des substances actives selon le mode d'action (herbicide, insecticide, fongicide...), mais aussi selon la gamme d'usage amateur (mention « EAJ ») ou professionnelle.

A partir de ces données, le suivi de deux indicateurs est réalisé dans le cadre des notes de suivi Ecophyto :

- La Quantité de substance active (QSA) : elle correspond à la quantité de substances actives vendues. Elle est calculée à partir de la somme des tonnages renseignés par les distributeurs de produits phytopharmaceutiques dans le cadre de la redevance pour pollutions diffuses et s'exprime donc en kilogrammes.
- Le Nombre de doses Unité (NODU) : le NODU correspond à un nombre de traitements « moyens » appliqués annuellement sur l'ensemble des cultures, à l'échelle nationale. Il s'exprime en hectares.

L'intérêt du NODU est qu'il permet d'apprécier l'intensité d'utilisation des produits phytopharmaceutiques, rapportant la quantité vendue de chaque substance active à une « dose unité » qui lui est propre.

Dans les graphiques qui vont suivre, les usages JEVI sont appelés ZNA (usages professionnels en zones non agricoles) et ZNAA (usages amateurs en zones non agricoles correspondant aux produits avec mention « EAJ »). Il convient également de noter que depuis 2017, le segment agricole correspond aux AMM avec au moins un usage agricole, donc strictement agricole ou agricole + autre, mais aussi aux usages forêt. En termes de QSA ou de NODU, les usages strictement agricoles représentent plus de 90% des usages agricoles totaux, les 10% restant étant susceptibles d'être utilisés pour l'entretien des JEVI. Cela ne permet donc pas une analyse fine de l'évolution des usages en ZNA, d'autant que « la quantité de produits phytopharmaceutiques ainsi reportée, si elle pèse peu dans les usages agricoles, représente en revanche une proportion significative pour les usages non agricoles »[12].

La Figure 18-3 dresse un panorama des utilisations de produits phytopharmaceutiques permettant de replacer les usages en zones non agricoles dans un contexte plus global. Elle illustre les QSA en usages agricoles et ZNA+ZNAA, mais aussi les QSA de biocontrôle tous usages confondus. Les QSA totales augmentent entre 2009 et 2018, où les ventes atteignent 85 876 tonnes soit une augmentation de 21% par rapport à 2017. Sur cette même période, les QSA ZNA+ZNAA baissent du fait notamment de la réglementation. Seulement 1% des QSA (hors

[11] La méthode consiste à tronçonner la partie sommitale des sujets à hauteur 10-20 cm pour raviver la souche, puis écorcer le pourtour supérieur de la souche jusqu'au cambium (couche de cellules entre le bois et le liber où circule la sève). Un boudin régulier de mastic biodégradable est appliqué afin de servir de joint d'étanchéité au dispositif sur la partie basse de l'écorchage. Un manchon de caoutchouc imperméable est ensuite posé et agrafé autour de la souche, et rempli avec une solution pénétrant les canaux de circulation de sève. Suite à un passage de contrôle une semaine plus tard permettant de vérifier l'étanchéité du dispositif, une ultime intervention sera réalisée dans quelques mois pour la suppression des manchons.

[12] DGAL, « Tendances du recours aux produits phytopharmaceutiques de 2009 à 2014 », mars 2016. https://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/20160301_notesuivi_ecophyto2.pdf [Consulté le 15/04/2021].

produits de biocontrôle) sont à usages non agricoles, sans tenir compte des usages mixtes, qui n'entrent pas dans le calcul des QSA ZNA+ZNAA comme vu précédemment. Enfin, la part importante du biocontrôle s'explique par une augmentation des surfaces agricoles en agriculture biologique où il est fréquent de recourir au soufre, substance particulièrement pondéreuse (des doses de plusieurs kilogrammes par hectare sont appliquées). En revanche, on ne peut considérer que cette hausse des produits de biocontrôle vienne se substituer à la baisse des usages ZNA[13].

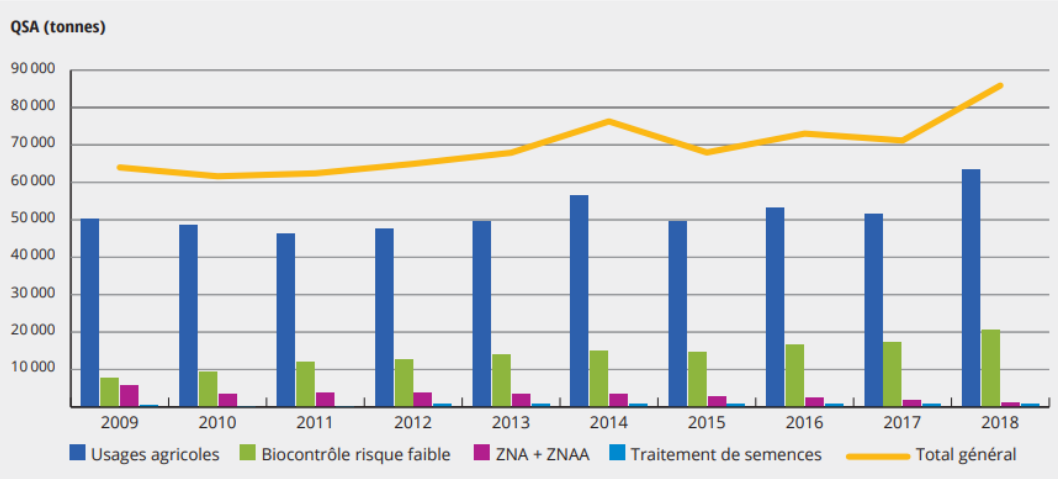


Figure 18-3. Evolution de la QSA entre 2009 et 2018 (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020)

La Figure 18-4 représente l'évolution du NODU en zones non agricoles entre 2009 et 2018 selon les gammes professionnelles (ZNA) et amateurs (ZNAA). Il est marquant de voir que les usages amateurs sont nettement plus importants (environ 80%) que les usages professionnels dans les zones non agricoles, bien que l'écart tende à diminuer. Pour chaque type d'usage, on constate toutefois une diminution globale du NODU, reflet d'une vraie dynamique de réduction engagée par les acteurs des JEVI, et ce bien avant 2014 pour ce qui est des professionnels.

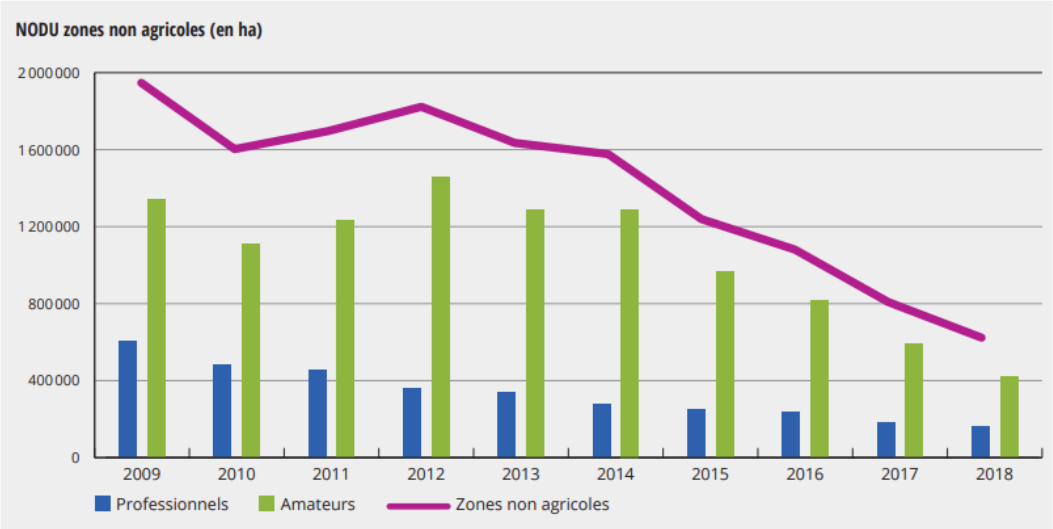


Figure 18-4. NODU Zones Non Agricoles (en ha) (Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020)

[13] DGAL, « Méthodologie de calcul du NODU (Nombre de doses unités) », avril 2017: https://agriculture.gouv.fr/telecharger/106547?token=90fe2c9e64650e3f9164076be113b1307327a103934e774ea1d818adacaf12ac [Consulté le 15/04/2021].

Les données provisoires des ventes de produits phytopharmaceutiques en 2020 ont été publiées en juillet 2021. Il est rappelé que les quantités de substances actives vendues ne reflètent ni les quantités appliquées, ni la période d'application des traitements. Ainsi, l'approche de l'échéance du plan de sortie du glyphosate a pu conduire à un accroissement des ventes pour stockage en 2020 pour les usages professionnels, alors qu'une baisse avait été observée entre 2018 et 2019 comme le montre la Figure 18-5. On constate toutefois que les usages amateurs du glyphosate (EAJ) ont quasiment disparu (les usages « non EAJ » ne permettant pas de distinguer l'agricole du non agricole).

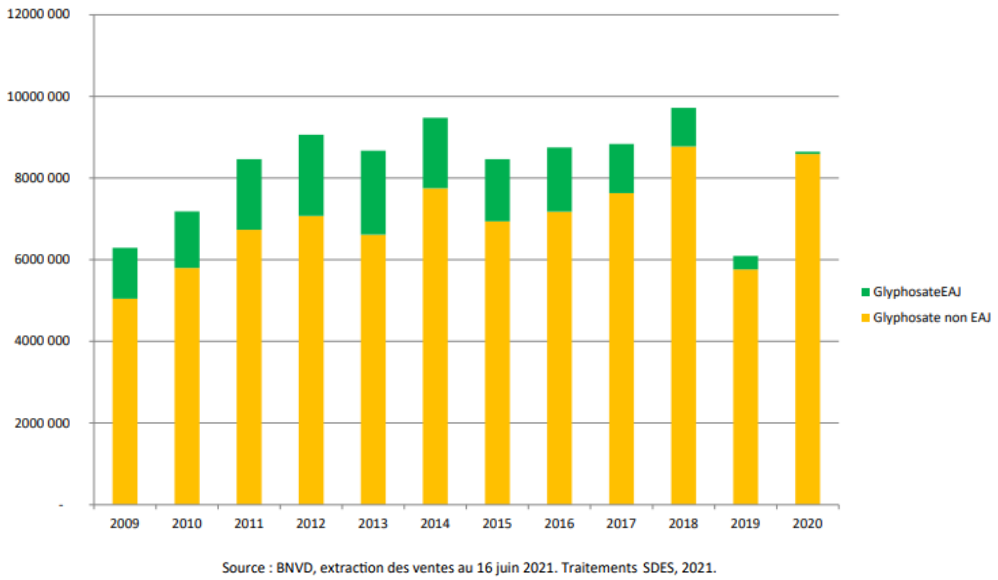


Figure 18-5. Évolution des quantités de glyphosate EAJ et non EAJ vendues[14]

Il n'existe pas de suivi des usages phytopharmaceutiques en forêt à l'échelle nationale.

Dans les forêts les traitements herbicides pour un même peuplement sont très limités puisqu'ils interviennent dans les premières années de son installation. Il est ainsi estimé une à deux interventions en préparation du terrain pour permettre l'installation des jeunes arbres (Gama, 2006).

Connaissances du suivi quantitatif des usages par les acteurs des espaces non agricoles

Les collectivités

Il n'existe pas de suivi quantitatif global des usages de produits phytopharmaceutiques dans les espaces verts. Cependant, dans certains cas précis les collectivités peuvent être amenées à réaliser un suivi des pratiques pour évaluer ou justifier certaines démarches de réduction des traitements chimiques.

Pour exemple, dans certaines régions, il est attendu des collectivités qu'elles réalisent un suivi quantitatif des usages de produits dans le cadre d'un plan de désherbage. C'est le cas de la région Pays de la Loire, qui considère indispensable de réévaluer chaque année les objectifs d'entretien à partir d'un bilan et indique dans son cahier des charges du « Plan de désherbage communal » la nécessité de mettre en place des indicateurs de suivi tels que les surfaces des zones désherbées chimiquement, les noms et quantités de produits appliqués (Crepepp Pays de la Loire, 2013).

SNCF Réseau

Comme l'illustre la Figure 18-6, SNCF Réseau réalise le suivi des produits phytopharmaceutiques achetés annuellement depuis 1984, et rédige des notes herbicides depuis 2015 dressant ainsi un bilan détaillé des achats

[14] https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/21129_sortie-glyphosate-EAJ-nonEAJ.pdf [Consulté le 15/11/2021].

de substances actives par nom et quantités. Entre 1984 et 2020, SNCF Réseau a diminué sa consommation d'herbicides de 94%, passant de 397 123 kg à 23 183 kg. La baisse la plus importante est enregistrée entre 1997 et 1998, puis s'en suivent plus de vingt années avec une diminution progressive mais relativement constante des achats de produits.

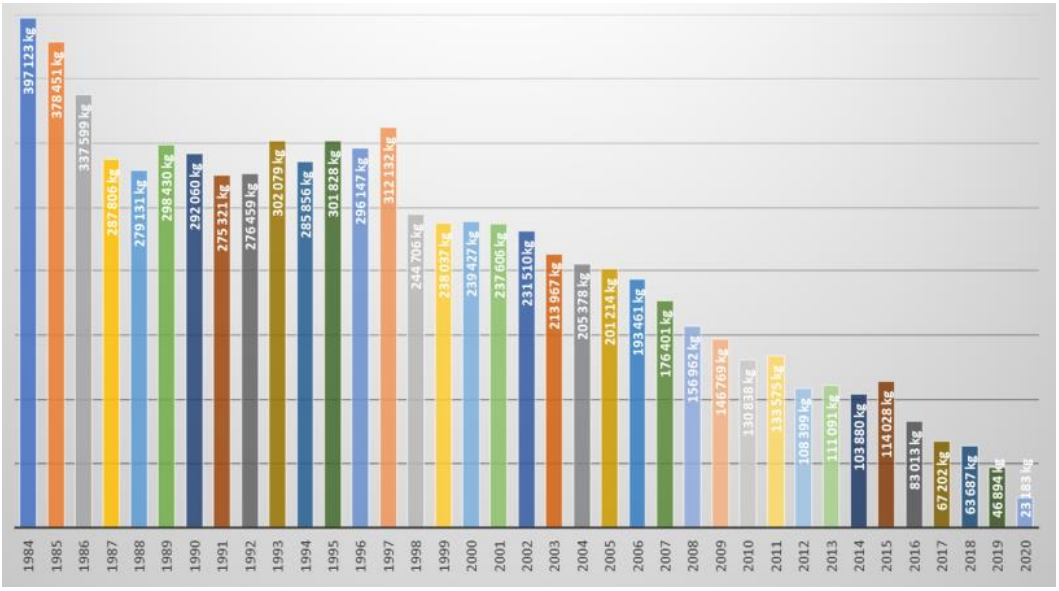


Figure 18-6. Achats de substances actives herbicides SNCF Réseau depuis 1984[15]

En 2020, environ 70% des substances actives achetées sont du glyphosate (15 646 kg sur 23 183 kg) comme le montrent les Figures 18-7 et 18-8. Trois autres substances se détachent des autres, deux herbicides sélectifs le 2,4-D et le dichlorprop-p (respectivement 2 764 kg et 1 380 kg), et un herbicide total le 2,4-MCPA (1 206 kg).

Dans le cadre du plan de sortie du glyphosate, SNCF Réseau s'est engagé dans une stratégie globale visant à ne plus utiliser de glyphosate après 2021. Elle développe, depuis quelques années, une solution alternative de biocontrôle composée à 90% d'acide pélargonique, qui explique une baisse considérable des achats de glyphosate entre 2018 et 2020.

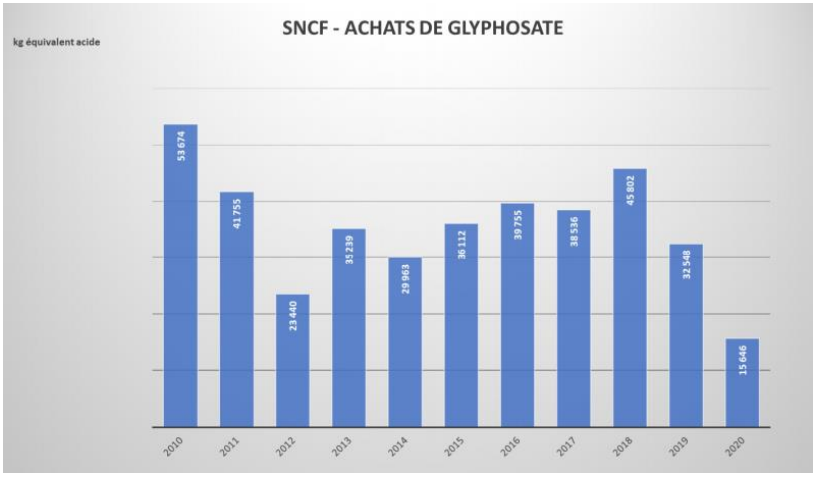


Figure 18-7. Quantités de glyphosate achetées par SNCF Réseau entre 2010 et 2020[16]

15 https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2021-04/Bilan%20annuel%20des%20traitements_2020_SNCF%20R%C3%A9seau.pdf [Consulté le 15/11/2021].

16 https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2021-04/Bilan%20annuel%20des%20traitements_2020_SNCF%20R%C3%A9seau.pdf [Consulté le 15/11/2021].

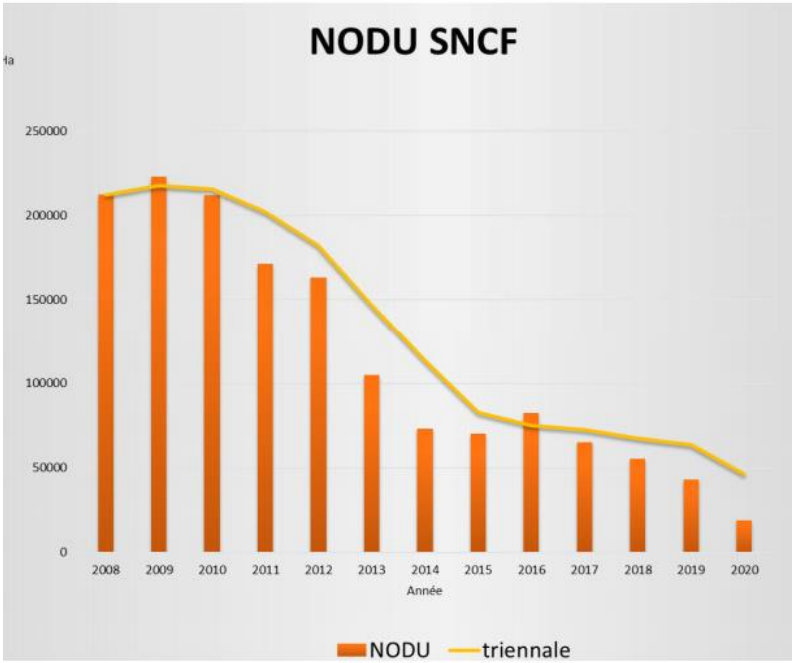


Figure 18-8. Evolution du NODU SNCF Réseau entre 2008 et 2020[17]

En dehors des gares, la réglementation concernant les restrictions d'usages des produits phytopharmaceutiques ne s'applique pas pour la SNCF. Pourtant, cette dernière développe des solutions alternatives au désherbage aux abords des voies, comme l'écopâturage depuis 2013, et dans les gares de triage avec des techniques d'ensemencement choisi. L'entreprise a également développé un outil cartographique appelé SIGMA (Système d'Information Géographique pour la Maîtrise de la Végétation) au service d'une utilisation plus raisonnée des herbicides. Associé aux trains et camions désherbeurs dont dispose SNCF Infra, ce dispositif permet d'adapter le traitement phytosanitaire à la zone traversée (les vannes de traitement se coupent à l'approche des cours d'eau, points de captage, espaces naturels protégés, ou encore des zones d'habitations, comme le montre la Figure 18-9).

Figure 18-9. Fonctionnement de l'outil SIGMA

Les données issues du SIGMA sont très précises et permettent de connaître de manière géolocalisée la nature et la quantité de produit appliquée. Pour autant, d'après les informations communiquées lors de l'entretien avec le service Direction Générale Industrielle & Ingénierie (DG2i) de SNCF Réseau, aucun bilan national n'est établi pour connaître les quantités effectives de produits utilisés chaque année à partir de SIGMA. Ces données sont toutefois accessibles pour des demandes spécifiques.

17 https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2021-04/Bilan%20annuel%20des%20traitements_2020_SNCF%20R%C3%A9seau.pdf [Consulté le 15/11/2021].

Les Directions Interdépartementales des Routes (DIR)

Une enquête annuelle est réalisée depuis 2008 au sein des 220 Centres d'Entretien et d'Intervention (CEI) des différentes DIR pour suivre les utilisations de produits phytopharmaceutiques liées au désherbage et à l'entretien du patrimoine dans des zones étroites ou difficiles d'accès où la sécurité des agents ne peut être garantie, et pour la gestion des Espèces Exotiques Envahissantes. Depuis 2015, l'enquête permet aussi de quantifier les substances actives consommées.

Les 11 DIR françaises, qui gèrent le réseau routier national non concédé, ont une utilisation de produits phytopharmaceutiques assez marginale au regard du linéaire total puisqu'entre 2018 et 2019, le linéaire traité estimé est passé de 562 km à 182 km sur les presque 10 000 km de routes nationales.

92% des CEI ont déclaré ne plus utiliser de produits phytopharmaceutiques en 2019. Parmi les substances actives utilisées, le glyphosate est la plus importante et représente plus de 85% de l'ensemble des substances actives depuis 2015 comme le montre le Tableau 18-7. En 5 ans, la consommation de substances actives a diminué de 78%.

Tableau 18-7. Evolution de la consommation des substances actives au sein du réseau DIR entre 2015 et 2019[18]

Année	2015	2016	2017	2018	2019
Total substances actives (kg)	444	278	173	107	93,9
Evolution consommation (substances actives)		-38 %	-31%	-38%	-12%
Glyphosate (kg)	378	254	165	101	82
Pourcentage glyphosate/substances actives	85 %	91%	95%	95%	87%
Evolution de la consommation (glyphosate)		-33%	-35%	-39%	-19%

Département de la Santé des Forêts

Une veille des problèmes sylvosanitaires des forêts est réalisée par le Département de la Santé des Forêts (DSF) en forêt privée comme publique. Des études ponctuelles réalisées par Bernard Boutte, expert-référent national « Santé des forêts », ont permis d'estimer à partir d'un échantillon les surfaces traitées au glyphosate spécifiquement (entre 1 000 et 3 000 ha/an)[19], mais aussi dans le cadre de la protection des plants de conifères contre l'hylobe .

Jusqu'en septembre 2018, date d'interdiction des néonicotinoïdes, trois insecticides étaient utilisés pour lutter contre l'hylobe : FORESTER (cyperméthrine), MERIT FOREST et SUXON FORET (imidaclopride). Dans l'étude réalisée par le DSF, il est calculé, par essence de conifère (hors pin maritime) et pour chaque produit, la proportion de plantations traitées par rapport au nombre planté, et les surfaces équivalentes pour les années 2017, 2018 et 2019. On observe que la surface totale traitée au MERIT FOREST et SUXON FOREST a largement diminué en deux ans, du fait de l'interdiction des néonicotinoïdes[20] comme illustré sur les Tableaux 18-8 et 18-9.

[18] MTES-DGITM-DIT, 2020 « Enquête sur l'utilisation des produits phytopharmaceutiques par les DIR - Synthèse des résultats 2019 ». Entretien du 9 avril 2021 avec Mme Annabelle CLUZEAU.

[19] DGAL-DSF, 2020, « Evaluation de l'utilisation du glyphosate en forêt, alternatives chimiques et non chimiques, impasses et inconvénients des alternatives non chimiques », 12 mars 2020, 7. Entretien du 3 mars 2021 avec M. Bernard Boutte, expert national Santé des forêts, DGAL-Département de la santé des forêts (DSF).

[20] DGAL-DSF, 2020, « Évaluation de la protection contre l'hylobe (Hylobius abietis) dans les plantations de conifères - Analyse de la base « SUIVI DES PLANTATIONS DE L'ANNEE » - années 2017 à 2019 ». Entretien du 3 mars 2021 avec M. Bernard Boutte, expert national Santé des forêts, DGAL-Département de la santé des forêts (DSF).

Tableau 18-8. Nombre de plants de conifères traités par produit et par année (hors pin maritime)[21]

Années	2017			2018			2019		
Produits	N. plants conifères millions	N. traités millions	traités/ plantés	N. plants conifères millions	N. traités millions	traités/ plantés	N. plants conifères millions	N. traités millions	traités/ plantés
FORESTER		1,425	6,5 %		1,957	10 %		2,029	9 %
MERIT FOREST		1,867	8,5 %		1,139	5 %		0,049	0,2 %
SUXON FOREST	**22,178**	0,549	2,5 %	**20,149**	0,792	4 %	**22,352**	0	0 %
Barrières physiques		0	0 %		0	0 %		0	0 %
TOTAL		**3,841**	**17,5 %**		**3,888**	**19 %**		**2,078**	**9 %**

Tableau 18-9. Surface équivalente (1 300 plants/ha) par produit et par année (hors pin maritime)[22]

Années	2017		2018		2019	
Produits	**Surface de conifères plantée (ha)** hors PM	**Surface traitée (ha)** hors PM	**Surface de conifères plantée (ha)** hors PM	**Surface traitée (ha)** hors PM	**Surface de conifères plantée (ha)** hors PM	**Surface traitée (ha)** hors PM
FORESTER		1 100 ha		1 510 ha		1 560 ha
MERIT FOREST		1 440 ha		880 ha		40 ha
SUXON FOREST	**17 100 ha**	420 ha	**15 500 ha**	610 ha	**17 200 ha**	0 ha
Barrières physiques		0 ha		0 ha		0 ha
TOTAL		**2 960 ha**		**3 000 ha**		**1 600 ha**

Jardiniers amateurs

Dans les jardins de particuliers qui représentent environ 1 million d'hectares, il est particulièrement difficile de réaliser un suivi des utilisations de produits phytopharmaceutiques. Une enquête sur les pratiques de jardinage a été mise en place en 2021 sur la plateforme officielle d'Ecophyto JEVI pour les jardiniers amateurs[23]. Les résultats ont été publiés en novembre 2021 sur la base de 2 118 réponses dont 79% de jardiniers amateurs interrogés sur leurs pratiques de jardinage dans leur résidence principale. Les 21% restant concernent les jardins partagés et collectifs, les balcons, terrasses ou cours, ainsi que les résidences secondaires.

Dans cette enquête, 30% des répondants ont déclaré utiliser des pesticides avant 2019, et parmi eux, 5% en utilisent toujours aujourd'hui, pour la plupart en puisant dans leurs stocks personnels. De plus, 87% des personnes semblent sensibilisés et déclarent avoir l'habitude d'utiliser des produits respectueux de l'environnement. Les herbicides sont les plus utilisés dans les jardins, l'une des préoccupations principales des jardiniers étant la lutte contre les « mauvaises herbes ».

En plus des adventices, les jardiniers affirment se sentir démunis face à d'autres problèmes sanitaires (Figure 18-10) tels que les champignons (mildiou, oïdium…), les insectes (pucerons, vers du sol, pyrales…) et les mollusques (limaces, escargots…). La solution apportée par les produits de biocontrôle ne compense pas les besoins des jardiniers.

[21] Entretien du 3 mars 2021 avec M. Bernard Boutte, expert national Santé des forêts, DGAL-Département de la santé des forêts (DSF).
[22] Entretien du 3 mars 2021 avec M. Bernard Boutte, expert national Santé des forêts, DGAL-Département de la santé des forêts (DSF).
[23] Société Nationale d'Horticulture de France (SNHF). 2021. Communiqué de presse - Résultats de l'enquête sur l'évolution des pratiques des jardiniers depuis l'arrêt de l'utilisation des pesticides. https://www.jardiner-autrement.fr/wp-content/uploads/2021/11/synthese-etude-pratiques-des-jardiniers.pdf [Consulté le 15/12/2021].

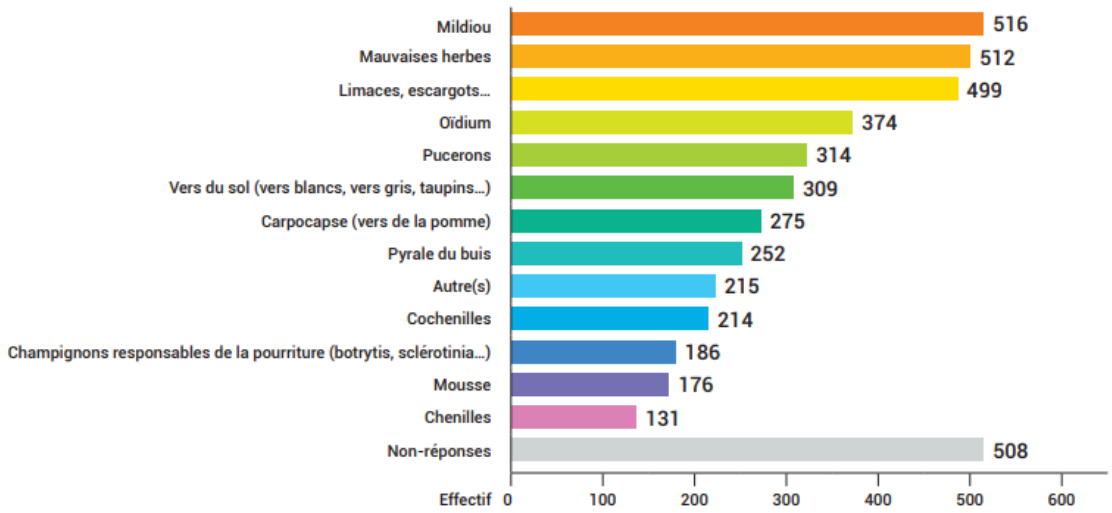


Figure 18-10. Réponses à la question "Aujourd'hui, vous sentez-vous démuni face aux problèmes suivants ?" [24]

Les jardiniers amateurs peuvent faire intervenir une entreprise prestataire pour l'entretien de leurs jardins tels que des paysagistes. En 2020, un guide *Zéro Phyto* publié par l'Unep (2020) a été réalisé sur la base de l'enquête Unep 2018 sur les pratiques des paysagistes. Il apparaît que 30% des entreprises sondées sont engagées dans des démarches plus écologiques, à partir de solutions mécaniques et naturelles, voire de biocontrôle, principalement sur les marchés publics du fait de la « Loi Labbé ». D'autre part, 60% des entreprises disent avoir recours aux produits conventionnels uniquement si nécessaire, et cela concerne en large majorité des interventions chez les particuliers.

Green-keeper / professionnels de l'entretien des terrains de golf

Une enquête de 2016 sur les pratiques phytosanitaires dans les golfs (Fédération Française de Golf, 2016) a montré que l'ensemble des golfs avaient recours aux produits phytopharmaceutiques, mais l'intensité des traitements varie selon le type de zone (4% de la surface d'un golf en moyenne fait l'objet de l'utilisation de produits phytosanitaires). En effet, d'après le Tableau 18-10, 100% des golfs traitent les Greens, et 75% traitent les Départs. Les fongicides sont les plus utilisés par les golfs (96%) ainsi que les herbicides (91%). Un suivi rigoureux est réalisé par 91% des répondants via un cahier d'enregistrement des produits phytosanitaires (qui contient au minimum, la cible du traitement, le nom du produit, le moment, la dose et la zone d'utilisation).

Tableau 18-10. Fréquence des interventions phytosanitaires par type de zone (Fédération Française de Golf, 2016)

	Greens	Départs	Fairways	Roughs
Aucun	1%	25%	28%	75%
De 1 à 3 passages par an	17%	66%	67%	25%
De 4 à 7 passages par an	46%	8%	4%	0%
De 8 à 14 passages par an	33%	1%	1%	0%
Plus de 15 passages par an	3%	0%	0%	0%

Substances utilisées pour l'entretien des JEVI et forêts

L'objectif de cette partie est de dresser un panorama des principaux produits phytopharmaceutiques identifiés dans le corpus comme étant utilisés ou ayant été utilisés pour l'entretien des JEVI et forêts. Cette liste ne se veut pas

[24] Société Nationale d'Horticulture de France (SNHF). 2021. Communiqué de presse - Résultats de l'enquête sur l'évolution des pratiques des jardiniers depuis l'arrêt de l'utilisation des pesticides. https://www.jardiner-autrement.fr/wp-content/uploads/2021/11/synthese-etude-pratiques-des-jardiniers.pdf [Consulté le 15/12/2021]

exhaustive mais permet d'évaluer le niveau de connaissance que nous avons sur ce sujet. Au regard de la documentation collectée, il est proposé une approche par types d'espaces.

Forêts

D'après le catalogue des produits homologués pour l'usage « forêt » disponible sur le site de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail (Anses), 41 produits phytopharmaceutiques sont à ce jour autorisés dont 27 herbicides, 9 insecticides et 1 fongicide. Le Tableau 18-11 fait référence aux produits documentés dans les études et les fiches techniques communiquées par le Département de la Santé des Forêts (DSF) pour lutter contre deux des principaux ravageurs et pourridiés en milieu forestier, à savoir l'hylobe[25] et le fomès[26].

Tableau 18-11. Produits utilisés ou ayant été utilisés en forêt pour lutter contre les pourridiés et ravageurs forestiers

Nom commercial du produit phyto-pharmaceutique	Biocontrôle	Substance(s) active(s)	Catégorie	Lutte	Date de 1re autorisation	Date de retrait	Réglementation
FORESTER	Non	Cypermethrine	Insecticide	Hylobe	01/10/2008	-	
KARATE FORET	Non	Lamba-cyalothrine	Insecticide	Hylobe	01/02/2007	31/03/2017	
MERIT FOREST	Non	Imidaclopride	Insecticide	Hylobe	01/08/2011	06/05/2021	Utilisation des néonicotinoïdes interdite article L. 253-8 du Code rural et de la pêche maritime
SUXON FOREST	Non	Imidaclopride	Insecticide	Hylobe	2012	10/08/2018	Utilisation des néonicotinoïdes interdite article L. 253-8 du Code rural et de la pêche maritime
ROTSTOP	Oui	Phlebiopsis gigantea	Fongicide	Fomès	15/10/2012	-	

Le Tableau 18-12 est issu de l'étude sur le glyphosate réalisée par le DSF en 2020. Il s'agit des produits homologués pour les trois usages herbicides autorisés en forêt. A noter qu'un même produit peut être autorisé pour plusieurs usages, et que le total de la colonne « nombre de produits hors seconds noms » s'affranchit de cette distinction.

Tableau 18-12. Produits utilisables en décembre 2019 pour les trois usages herbicides en forêt[27]

Usages herbicides en forêt	Substances actives	Nombre produits hors seconds noms (fin 2019)	Noms commerciaux
n° 00401013 : forêt*désherbage* avant plantation	2,4-D – Triclopyr Clopyralide Dichlorprop-P - 2,4-D Fluazifop-P Glyphosate	1 3 1 3 28	GENOXONE LONTREL, TRITON... DEBROUISSAILLANT FUSILADE TOUCHDOWN, ROUNDUP...
n° 00401014 : forêt * dévitalisation	2,4-D – Triclopyr Glyphosate Triclopyr - Fluroxypyr	1 5 1	GENOXONE ROUNDUP… EVADE
n° 00401017 : forêt*dégagement	Clopyralide Glyphosate	4 42	LONTREL, TRITON... TOUCHDOWN, ROUNDUP..
n ° 14205908 : forêt*désherbage	Fluazifop-P	3	FUSILADE
TOTAL	**6 SA**	**92**	

[25] https://agriculture.gouv.fr/hylobe-la-fiche-dinformation-du-dsf-mise-jour [Consulté le 15/06/2021].
[26] https://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/documents/pdf/Plaquette_Fomes_2013-1_cle0d148e.pdf [Consulté le 15/06/2021].
[27] DGAL-DSF, 2020, « Evaluation de l'utilisation du glyphosate en forêt, alternatives chimiques et non chimiques, impasses et inconvénients des alternatives non chimiques », 12 mars 2020, 7. Entretien du 3 mars 2021 avec M. Bernard Boutte, expert national Santé des forêts, DGAL-Département de la santé des forêts (DSF).

Sur le même principe que le tableau ci-dessus, les données actualisées recueillies dans le Tableau 18-13 sont issues de la base ePhy. Elles permettent de mettre en évidence une réduction conséquente du nombre de produits autorisés, en particulier sur les usages forêt*désherbage*avant plantation et forêt*dégagement. Cela s'explique par les restrictions d'usages du glyphosate. En forêt, les traitements herbicides peuvent être effectués dans le cadre de la régénération des peuplements (soit un ou 2 traitements dans les premières années du peuplement) (Gama, 2006).

Tableau 18-13. Produits utilisables en septembre 2021 pour les trois usages herbicides en forêt[28]

Usages herbicides en forêt	Substances actives	Noms commerciaux	Nombre de produits hors seconds noms
N°00401013 : forêt * désherbage * avant plantation	Quizalofop-P-ethyl Clopyralide Dichlorprop-P – 2,4-D Fluazifop-P Glyphosate 2,4-D – Triclopyr	BACCARD, LEOPARD 120 CLIOPHAR 600 SL, CLOPY SL PLUS, LONTREL 600… DEBROUSSAILLANT 2D P FLEET, FUSILADE FORTE, FUSILADE MAX GALLUP 360-K, KRYPT 540, ROUNDUP FLASH PLUS… GENOXONE ZX E	2 4 1 3 4 1
		Sous-total	15
N°00401014 : forêt * dévitalisation	Triclopyr - Fluroxypyr 2,4-D – Triclopyr Glyphosate	EVADE, GARLON 2000 GENOXONE ZX E HOCKEY PRO 360, ROUNDUP FLASH PLUS	2 1 2
		Sous-total	5
N°00401017 : forêt * dégagement	Clopyralide Glyphosate	EURALID, GLOPYRALID SL… GALLUP 360-K, HOCKEY PRO 360, KRYPT 360…	5 5
		Sous-total	10
N°14205908 : forêt * désherbage	Fluazifop-P	FLEET, FUSILADE FORTE, FUSILADE MAX	3
		Sous-total	3

Voies ferrées

Pour l'entretien des voies ferrées, la SNCF a recours aux herbicides totaux et sélectifs. Avant son interdiction en 2016, l'aminotriazole a longtemps été la principale substance herbicide totale consommée par SNCF, pour être ensuite égalée puis dépassée par le glyphosate comme le montre la Figure 18-11. Sur la Figure 18-12 on peut voir qu'entre 2015 et 2020 d'autres substances ont disparu des achats comme le 2,4-D (DT), l'oxyfluorfene, la pendimethaline, et que certaines sont apparues comme le dicamba, l'iodo-methyl-sulfuron, et le prosulfuron. L'achat d'acide pélargonique s'explique en raison du plan de sortie du glyphosate, puisque la SNCF a testé et développé un nouveau produit composé à 95% de biocontrôle (acide pélargonique) qui sera complété par des molécules de synthèse de la famille des sulfonylurées.

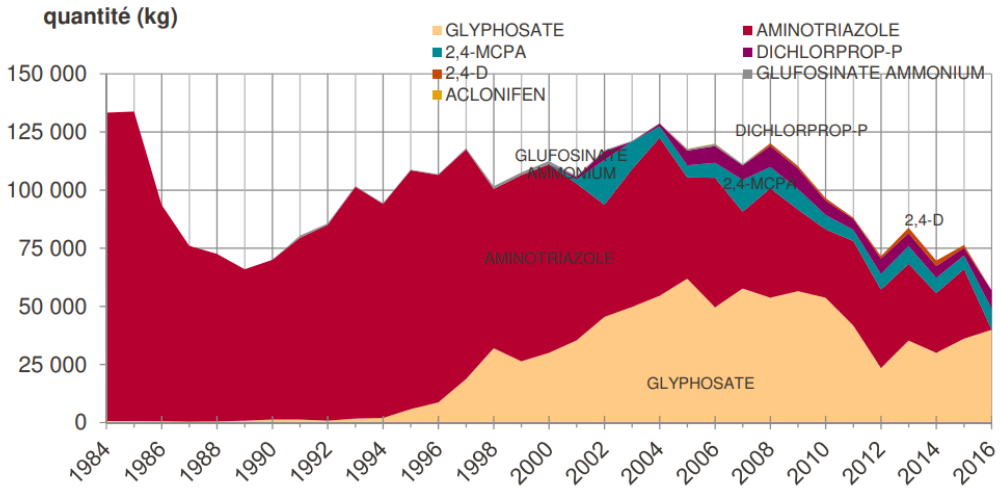


Figure 18-11. Achats de substances actives totales curatives par SNCF Réseau avant 2016[29]

[28] https://ephy.anses.fr/recherche_avancee/usages [Consulté le 15/11/2021].
[29] Entretien du 19 février 2021 avec MM. Baptiste Bonzon, Sylvain Gouttebroze, Christophe Haissant, Jean-Pierre Pujols, SNCF Réseau.

Herbicides achetés par SNCF en 2015

SNCF - ACHATS D'HERBICIDES TOTAUX 2015 (matières actives achetées en kg)	
2,4-D (DT)	1 120
2,4-MCPA	5 821
AMINOTRIAZOLE	29 917
DFF	2 047
DICHLORPROP-P (DT)	3 347
FLAZASULFURON	144
GLYPHOSATE	36 112
OXYFLUORFENE	7 379
PENDIMETHALINE	4 305
TOTAL	**90 192**

SNCF - ACHATS D'HERBICIDES SELECTIFS 2015 (matières actives achetées en kg)	
2,4-D (Sélectif)	12 654
AMINOPYRALID	288
CLOPYRALID	143
DICHLORPROP-P (Sélectif)	6 327
FLUROXYPYR	806
TRICLOPYR	3 618
TOTAL	**23 836**

Herbicides achetés par SNCF en 2020

SNCF - ACHATS D'HERBICIDES TOTAUX 2020 (matières actives achetées en kg)	
2,4-MCPA	1 206
DFF	746
DICAMBA	210
DICHLORPROP-P (DT)	432
FLAZASULFURON	143
IODO-METHYL-SULFURON	0
GLYPHOSATE	15 646
PROSULFURON	21
TOTAL	**18 404**

SNCF - ACHATS D'HERBICIDES SELECTIFS 2020 (matières actives achetées en kg)	
2,4-D (Sélectif)	2 764
AMINOPYRALID	58
CLOPYRALID	0
DICHLORPROP-P (Sélectif)	1 380
FLUROXYPYR	138
TRICLOPYR	343
TOTAL	**4 683**

SNCF - ACHATS D'HERBICIDES TOTAUX BIOCONTROLE 2020 (matières actives achetées en kg)	
ACIDE PELARGONIQUE	30
TOTAL	**30**

Figure 18-12. Comparaison des herbicides achetés par SNCF en 2016 et 2020

Voirie

Concernant l'entretien des routes gérées par les DIR, le glyphosate est la substance la plus utilisée au regard du bilan 2019 des pratiques phytosanitaires des DIR transmis par la DGITM.

Jardins privés

Dans les jardins privés, Muratet et Fontaine (2015) ont recueilli en 2009-2011 les déclarations de plusieurs milliers de particuliers propriétaires de jardins, répartis dans toute la France. Les déclarations d'usage (« souvent », « rarement » ou « jamais ») de PPP sont apparues comme largement sous-estimées (1% de « souvent »). Dans une autre enquête antérieure, Blanchoud et *al*. (2004) ont trouvé que 80% de l'usage de PPP par des particuliers concernait le chlorate de sodium et le sulfate de fer (bouillie bordelaise), ainsi qu'un usage global de 11 g PPP organique/personne/an. Toutefois, au regard des ventes, l'usage de glyphosate semblait largement sous-évalué lors de l'enquête.

Produits de biocontrôle

Au regard de la dernière édition du Guide phytopharmaceutique en JEVI, les produits herbicides de biocontrôle sont très peu représentés contrairement aux insecticides. Sur la période 2008 – 2020, 4 235 kg d'acide octanoique (ou acide caorylique) ont été acheté pour la seule année 2020 d'après les données issues de la BNV-D, sous la dénomination commerciale DESHERB'NAT, ou encore NET-HERBE PRO. Toutefois, ce produit est utilisé à la fois pour l'entretien des JEVI, mais aussi en horticulture sans pouvoir identifier dans quelles proportions.

Ce faible recours aux produits herbicides de biocontrôle dans les JEVI montre bien qu'ils ne se présentent pas comme une réelle solution alternative aux produits de synthèse. Pour la plupart des gestionnaires, c'est bien le changement de pratique qui est favorisé concernant les opérations de désherbage.

2.2.2. Dynamique de réduction des utilisations

Jardins et espaces végétalisés

« La réduction des risques et des impacts ne peut être dissociée de la réduction des usages qui demeure le premier levier de prévention » (Mtes *et al.*, 2019). Aussi, dans le contexte d'application de la « Loi Labbé », complétée par la Loi Transition énergétique pour la croissance verte et l'arrêté du 15 janvier 2021, la dynamique de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques pour l'entretien des JEVI et forêt est bel et bien engagée. L'axe 5 du Plan Ecophyto encourage les territoires, et particulièrement les régions, à décliner à cette échelle les ambitions nationales. La circulaire du 19 juin 2019 relative à la déclinaison régionale du Plan Ecophyto II+ vient abroger la précédente du 1er juillet 2016. Elle a pour objet de fournir aux Préfets de régions les outils leur permettant de structurer et consolider l'action régionale. Les 13 régions françaises ont donc leur propre plan d'action, tenant compte des enjeux locaux concernant l'utilisation des produits phytopharmaceutiques.

Dans le cadre du programme COMPAMED ZNA, Plante & Cité s'est intéressé aux pratiques de désherbage des gestionnaires d'espaces non agricoles. Ce projet s'est déroulé en plusieurs phases entre 2010 et 2014. La première consistait à réaliser une enquête afin de faire état des méthodes de désherbage employées dans les JEVI, où les collectivités représentent 90% du panel, soit 391 réponses sur un échantillon de 433. Les autres répondants sont des entreprises prestataires ou encore des gestionnaires d'infrastructures ou sites industriels. Sur la base des déclarations des personnes interrogées, l'enquête a mis en évidence qu'entre 1980 et 2010, le nombre de gestionnaires ayant mis en place un objectif de réduction de l'utilisation des désherbants chimiques a augmenté de manière exponentielle comme le montre la Figure 18-13. Néanmoins, au moment de l'enquête, près de 80% des gestionnaires déclaraient toujours utiliser des techniques de désherbage chimique.

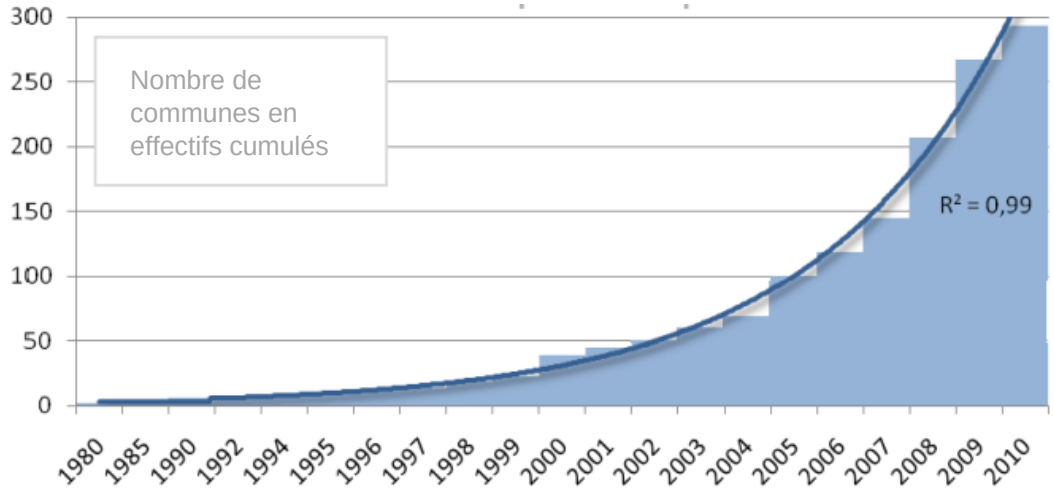


Figure 18-13. Date de mise en place d'un objectif de réduction du désherbage chimique (Plante & Cité, 2011)

Cette tendance se confirme pour l'Ile de France bien après 2010. L'Agence Régionale de la Biodiversité (ARB), anciennement Natureparif, s'intéresse depuis sa création en 2008 aux modes de gestion des communes franciliennes afin de promouvoir les bonnes pratiques. Elle a ainsi développé un indicateur, « objectif zéro pesticides en Ile de France », qui permet d'établir des tendances avant / après la « Loi Labbé ». L'échantillon comparé sur les graphiques 2016 et 2019 de la Figure 18-14 concerne les mêmes communes sur les deux années (soit 690 communes sur les 1268 de la région). En 2019, 99% de ces communes sont, *a minima*, engagées dans une démarche de réduction, et 67% sont en Zéro Pesticides.

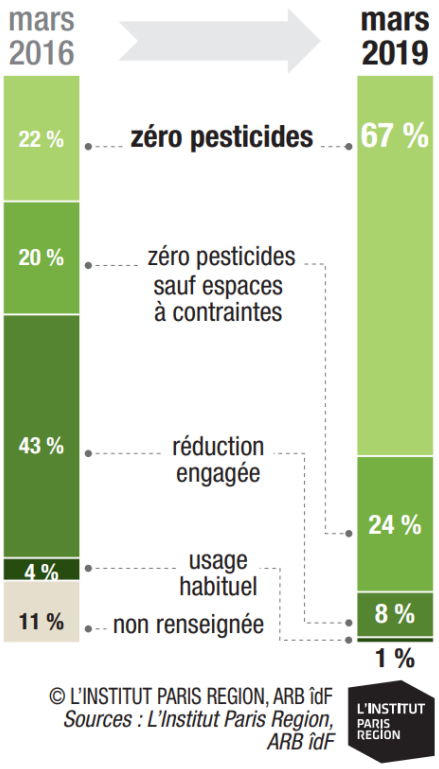


Figure 18-14. Evolution des niveaux d'utilisation des produits phytopharmaceutiques entre 2016 et 2019

L'entretien de l'espace public par les produits phytopharmaceutiques, et notamment le désherbage chimique, peut s'avérer problématique en raison du contexte artificialisé. L'imperméabilisation des sols et la connexion des espaces avec le réseau de collecte des eaux pluviales peuvent entrainer une pollution des eaux. Dans le but de maîtriser, voire de réduire ce risque, des outils tels que le plan communal de désherbage sont parfois mis en place par des collectivités. Il consiste à recenser les surfaces à désherber, à les classer selon le niveau de risque de transfert des contaminants dans les eaux, puis à établir des prescriptions de gestion selon le contexte.

Ce plan de désherbage peut s'intégrer dans une démarche plus globale de gestion différenciée des espaces verts, dans laquelle s'intègre l'abandon du recours aux produits phytopharmaceutiques. Une enquête de Plante & Cité de 2010 révèle que les plans de désherbage sont plus fréquents dans les communes de plus de 500 habitants, et particulièrement présents dans la région Bretagne. Quant aux plans de gestion différenciée, ils sont plus communs dans les villes de plus de 10 000 habitants (Laïlle *et al.*, 2012). Les changements dans les pratiques de gestion des JEVI par les collectivités, comme pour la ville de Rennes, s'observent depuis le début des années 1980 avec des motivations diverses répondant aux objectifs du développement durable. D'autres collectivités telles que Nantes, Strasbourg, Orléans, Grande-Synthe, Bobigny, Cholet ont mise en place la gestion différenciée il y a plus de 20 ans et font également partie des villes pionnières de la démarche (Stephan et Mascarau, 2008). Par la gestion différenciée, on intègre une dimension écologique dès la conception ou dans la gestion des espaces. L'entretien est alors adapté aux caractéristiques du site et à son utilisation. Pour les usagers, cela implique un changement de mentalité et de perception, comme par exemple l'acceptation de la flore spontanée, et pour les gestionnaires, des modifications de leurs pratiques qui peuvent s'accompagner de formations. Ainsi, la plupart des acteurs rencontrés à l'occasion de l'écriture de cette partie du chapitre ont aussi vocation à sensibiliser gestionnaires amateurs et professionnels à cette thématique.

La Figure 18-15 permet d'illustrer à travers l'exemple de l'Ile de France que le recours aux traitements chimiques a diminué d'une manière générale dans les JEVI entre 2016 et 2019. Cette dynamique de réduction s'explique par la « Loi Labbé », entrée en vigueur au 1er janvier 2017, mais aussi du fait de démarches volontaristes puisque cette baisse s'observe également sur certains espaces à contraintes non concernés par la loi (cimetières, terrains de sport). La part des collectivités en Zéro Pesticides pour les terrains de sport est passée de 47% à 78% entre 2016

et 2019, puis de 26% à 72% pour les cimetières. Les disparités constatées selon les types d'espaces, sont le reflet d'une plus ou moins grande difficulté à engager un changement de pratique au regard de l'usage du lieu. Le caractère culturel associé aux cimetières peut expliquer la difficile acceptation de la flore spontanée en leur sein. En effet, à ces derniers est associé un sentiment affectif et symbolique, et l'absence de désherbage peut évoquer l'abandon chez les proches des défunts (Flandin, 2015). Dans les terrains de sport, l'utilisation de produits phytosanitaires permet de garantir une bonne qualité de jeu en offrant des terrains esthétiques, suffisamment denses, plans et homogènes (Hutinet *et al.*, 2011).

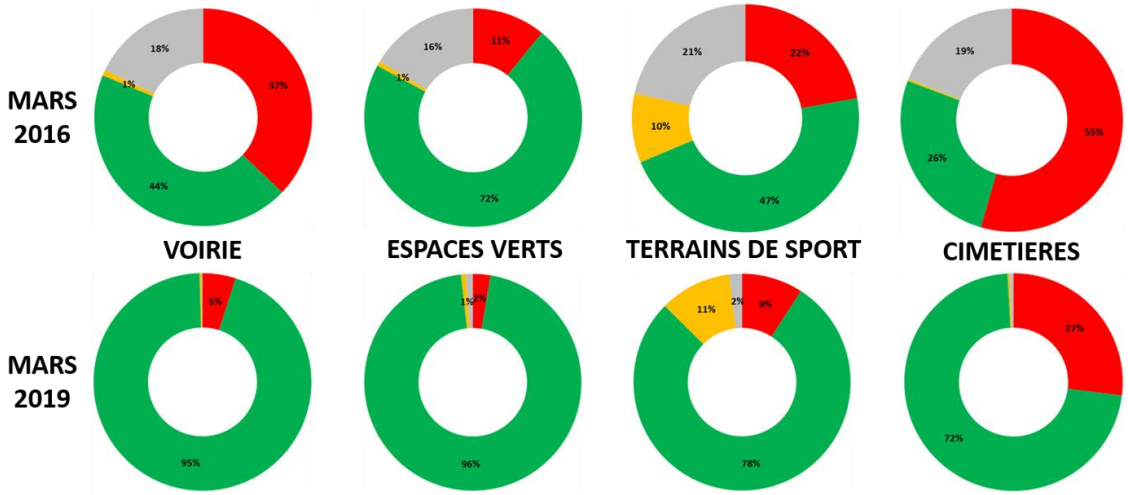


Figure 18-15. Comparaison du niveau d'usage des pesticides par types d'espaces en mars 2016 et en mars 2019 (Flandin, 2019)

Les collectivités et/ou les sites peuvent être valorisés par différents labels répertoriés dans le Tableau 18-14 en fonction de leur niveau d'engagement dans la réduction des usages de produits phytopharmaceutiques.

Tableau 18-14. Labels impliquant une réduction voire un abandon de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques

Label	Année de création	Type d'espaces concernés	Valorisation des pratiques de gestion sans recours aux pesticides	Nombre de sites labellisés en 2020
Villes et villages fleuris	1959	Espace public	Initié pour promouvoir le fleurissement et le cadre de vie, les critères d'obtention du label villes et villages fleuris ont évolué, tenant désormais compte des aspects environnementaux. Ainsi, une commune mettant en place des mesures de gestion respectueuses de l'environnement se verront attribuer une note supérieure.	4 463
EVE	2006	Tous types d'espaces végétalisés	Ce label vise à encourager les pratiques de gestion écologiques des espaces verts.	150
EcoJardin	2012	Tous types d'espaces verts ouverts à un public	Diffuser largement les bonnes pratiques et faire reconnaître les changements déjà amorcés par certains jardiniers et gestionnaires d'espaces verts	577
Label Terre Saine	2014	Espace public	La collectivité doit avoir cessé l'usage de pesticides dans tous les espaces publics qui relèvent de sa responsabilité	426
Programme Golf pour la Biodiversité	2018	Golfs	Ce dispositif propose aux golfs de se saisir eux-mêmes de la préservation de la biodiversité de leurs sites, en s'appuyant sur le savoir-faire de structures naturalistes de leur secteur.	72

Infrastructures

En 2010, un accord cadre relatif à l'usage professionnel des pesticides en zones non agricoles a été signé entre deux ministères (ministère de la Transition Ecologique et Solidaire et ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation et de la Pêche) et une quinzaine d'acteurs des zones non agricoles, y compris les gestionnaires d'infrastructures

linéaires : Réseau de Transport d'Electricité (RTE), Voies Navigables de France (VNF), Association des Sociétés Françaises d'Autoroute (ASFA) etc. Cet accord engage « chaque partie signataire dans une action collective vers une démarche de progrès qui s'inscrit au-delà des obligations réglementaires » (Mtes et Maa, 2010).

SNCF Réseau est le premier utilisateur de pesticides en zones non agricoles. Bien que le réseau ferré national ne soit pas soumis aux dispositions de la Loi Labbé, SNCF Réseau développe depuis plusieurs années une solution de désherbage à 90% biocontrôle (acide pelargonique) en anticipation du plan de sortie du glyphosate dont l'objectif initial visait la fin de l'année 2021. Aussi, l'entretien des voies et pistes est réalisé par des trains désherbeurs, matériels auxquels sont associés un outil, SIGMA, système d'information géographique qui adapte les applications de produits phytopharmaceutiques de manière géolocalisée, selon la sensibilité du milieu traversé et la réglementation en vigueur (interdiction de traiter à proximité des zones d'habitation, des points de captage d'eau, des espaces naturels protégés…). Cet outil a été mis en service entre 2013 et 2014 sur les trains régionaux (TDR) et en 2018 sur les Trains Désherbeurs à Grands Rendements (TDGR).

Dans le réseau routier géré par la Direction Interdépartementale des Routes (DIR), les produits phytopharmaceutiques sont de moins en moins utilisés sur les dépendances vertes. La fauche tardive est désormais privilégiée, notamment grâce au Plan National d'Action France Terre de Pollinisateurs donnant lieu au plan d'actions de la Direction des Infrastructures de Transport (DIT) en faveur des pollinisateurs sur le réseau routier national non concédé[30]. Comme l'indique la Figure 18-16, l'ensemble des 11 DIR utilise le fauchage comme technique alternative au désherbage chimique.

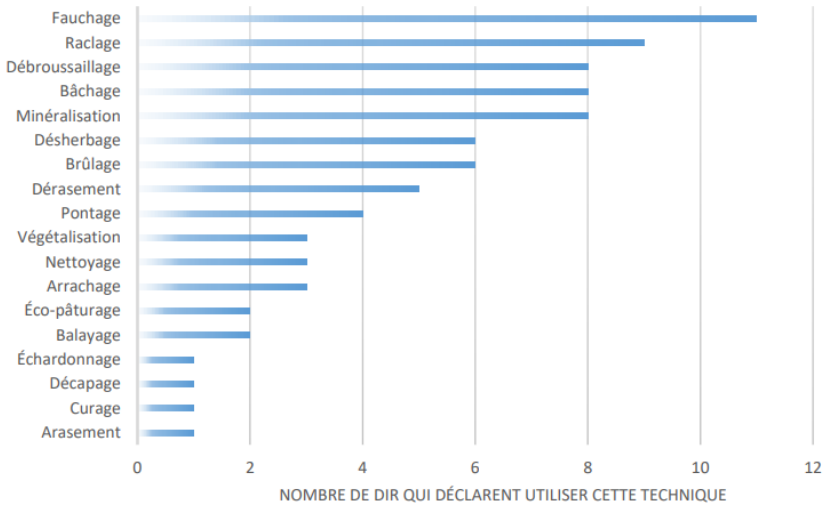


Figure 18-16. Techniques alternatives les plus répandues dans les DIR[31]

Particularité des entreprises du paysage

Les entreprises du paysage sont susceptibles d'intervenir à la fois dans les collectivités et auprès des particuliers. En tant que professionnels en prestation de service, ils sont autorisés à utiliser les produits phytopharmaceutiques sous réserve de la détention d'un agrément d'entreprise et du Certiphyto. L'Union Nationale des Entreprises du Paysage (UNEP) a réalisé en 2020 un guide « Zéro Phyto » basé sur les résultats d'une enquête de 2018 sur les pratiques des paysagistes. Il met en avant l'engagement fort des entreprises du paysage pour l'environnement, et affirme que 95% des sondés ont réduit leur consommation de produits phytopharmaceutiques, et parmi eux, 57% l'ont fait par conviction personnelle. L'UNEP forme ses adhérents pour leur permettre de devenir de véritables « ambassadeurs de la biodiversité » auprès des particuliers (Unep, 2020), afin de les sensibiliser aux techniques alternatives au désherbage chimique, et plus spécifiquement aux bienfaits de la végétation spontanée.

[30] Marine Paulais, « Plan d'actions de la DIT en faveur des pollinisateurs sur le réseau routier national non concédé », 19 octobre 2017, 7. https://pollinisateurs.pnaopie.fr/wp-content/uploads/2018/10/presentation_d%C3%A9pendances_vertes_DIT.pdf

[31] MTES-DGITM-DIT, 2020 « Enquête sur l'utilisation des produits phytopharmaceutiques par les DIR - Synthèse des résultats 2019 ». Entretien du 9 avril 2021 avec Mme Annabelle CLUZEAU.

Forêts

Si selon un rapport du World Wildlife Fund (WWF) les recommandations du Programme National de la Forêt et du Bois (PNFB) 2006-2015 sont principalement économiques (Neyroumande et Vallauri, 2011), la nouvelle version 2016-2026 intègre davantage les grands enjeux environnementaux mondiaux.

L'EFESE indique un faible niveau d'intrants dans les écosystèmes forestiers contrairement à l'agriculture (Commissariat général au développement durable, 2018a). Le rapport de l'évaluation environnementale stratégique du PNFB décrit en effet qu'une faible quantité de produits phytopharmaceutiques est généralement utilisée en forêt (Edater, 2016). De plus, la politique forestière est en faveur de la gestion durable des forêts et s'applique indépendamment du régime de propriété.

Depuis octobre 2018, l'ONF n'utilise plus de glyphosate en forêt publique. Historiquement, celui-ci était utilisé pour maîtriser la végétation « concurrente » susceptible d'entraver la régénération du peuplement forestier (fougère-aigle, ronces, etc.), et concernait moins de 1% des surfaces (Anses, 2020). Dans la continuité de ses engagements, l'ONF a annoncé l'abandon de tous les produits phytopharmaceutiques de synthèse depuis le 14 octobre 2019 et privilégie désormais des alternatives mécanisées ou l'utilisation de produits de biocontrôle pour lutter contre les ravageurs et parasites des arbres[32].

Comme l'indique le rapport d'information du Plan de sortie du glyphosate, l'utilisation de cette substance en forêt privée reste difficile à établir puisque les données précises manquent du fait du morcellement des exploitations (Fugit et Moreau, 2020), ce qui est également valable pour l'ensemble des substances homologuées. A noter que l'avis de l'Anses a conduit à interdire l'usage du glyphosate pour la dévitalisation des souches qui peut être faite mécaniquement, et à limiter les applications de glyphosate aux deux premières années de développement de la forêt pour des ceps inférieurs à 3 m.

Plusieurs réseaux d'expérimentation sont également mis en place par le pôle RENFOR d'INRAE afin de développer des techniques de désherbage innovantes en faveur du renouvellement des peuplements forestiers :

- ALTER : Alternatives aux herbicides en forêt ;
- WE-PP : Mise au point de méthodes innovantes permettant le contrôle de la végétation concurrente et la préparation du sol pour assurer la régénération naturelle des peuplements forestiers de moyenne montagne.

2.3. Enseignements tirés sur les utilisations

Les utilisations de produits phytopharmaceutiques dans les espaces non agricoles (JEVI et forêts) sont variables selon le type d'espace et ne sont en aucun cas proportionnels à la surface occupée. Par exemple en forêt publique le recours aux produits phytopharmaceutiques est marginal en quantité (moins de 1% des surfaces) et en fréquence (un seul traitement au moment de la plantation), alors qu'il est systématique dans les *Greens* de golfs. La diversité des types d'espaces et des acteurs des JEVI et forêts, ainsi que des dispositions réglementaires dépendantes du contexte ou du statut de propriété (public / privé), rendent le suivi des usages complexe.

A partir des données de la BNVD, les notes de suivi Ecophyto dressent un panorama des achats annuels de substances actives (QSA) et permettent d'apprécier l'intensité de leur utilisation (NODU). Afin d'être plus proche de la réalité des utilisations agricoles, les produits à usages mixtes sont associés depuis 2017 au calcul du NODU, de même que les produits à usages forêt. Il n'existe donc pas d'indicateurs forêt, et ceux calculés pour les JEVI, n'intégrant que les produits à usage non agricole, sont de fait sous-estimés. Des études sectorisées s'intéressent parfois au suivi précis des utilisations, généralement dans le cadre d'un changement de pratique de gestion ou d'une démarche de labellisation, et certains acteurs comme SNCF Réseau développent des outils leur permettant de connaître par géolocalisation les quantités de produits appliquées (SIGMA).

[32] ONF, 2019. Communiqué de presse. *Zéro phyto en forêt publique*. https://www.onf.fr/espace-presse/+/5ae::zero-phyto-en-foret-publique.html [Consulté le 15/04/2021].

Une dynamique de réduction est largement engagée dans les espaces non agricoles comme le montre la Figure 18-17, et a débuté dans les années 80 dans les collectivités, bien en amont des premières restrictions lieux publics datant de 2011. Le désherbage, première cause d'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêt, est aujourd'hui perçu différemment grâce au nouveau regard porté sur les adventices et la recherche de naturalité dans les villes. Certains espaces dits « à contraintes » sont toutefois exempts de réglementations en matière d'utilisation des produits phytopharmaceutiques de synthèse. Pour des raisons culturelles ou de sécurité des personnes, les terrains de sports, cimetières et dans certains cas les infrastructures de transport sont en effet toujours autorisés à les utiliser, jusqu'à la prochaine entrée en vigueur de l'arrêté du 15 janvier 2021.

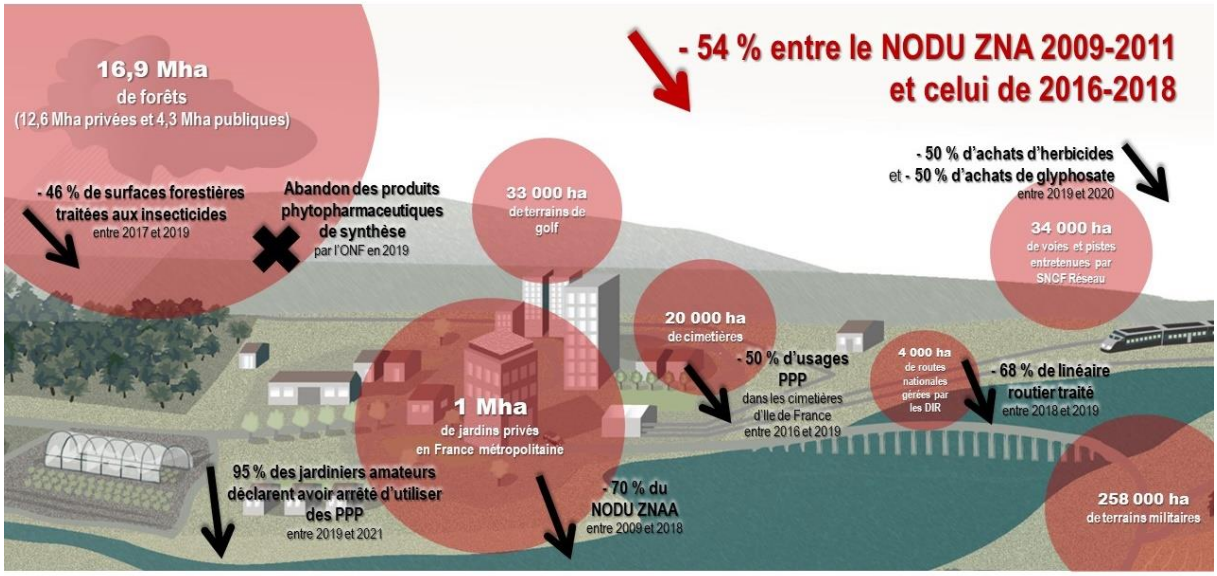


Figure 18-17. Schéma de la dynamique de réduction des utilisations de produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts (les symboles sont donnés à titre indicatif mais ne sont pas proportionnels aux données réelles)[33]

[33] Sources : 1/ Emprises territoriales :

- **Forêts** : Inventaire Forestier National, « La propriété forestière » https://inventaire-forestier.ign.fr/spip.php?rubrique70 [Consulté le 15/11/2021].
- **Jardins de particuliers** : 9 Armand, F., 1989. Les jardins privés familiaux. Bulletin de l'association de géographes français, 3 (juin): 193-198. http://dx.doi.org/10.3406/bagf.1989.1480 [Consulté le 15/11/2021].
- **Routes** : Cerema; Fournier, F.; Koesten, J., 2018. La gestion différenciée des dépendances vertes - Phase 1 : état des lieux et mise en évidence de perspectives relatives à la gestion différenciée des dépendances vertes des infrastructures de transport. Paris: CEREMA, 67 p. https://ensemble77.fr/images/outils/DD/Biodiversite/Gestion_differenciee_dependances_vertes.pdf [Consulté le 15/11/2021].
- **Réseau ferré** : SNCF Réseau, 2019. La maîtrise de la végétation sur les voies et aux abords des voies : une gestion raisonnée, 12 p. https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2019-12/Fiche%20r%C3%A9flexe%20maitrise%20v%C3%A9g%C3%A9tation%202019-.pdf [Consulté le 15/11/2021].
- **Golfs :** Fédération Française de Golf, 2016. Enquête nationale Ecophyto auprès des golfs français, 28 p. https://media.areyounet.com/media/4226/223293_f_file_big.pdf [Consulté le 15/11/2021].
- **Cimetières :** Larramendy, S.; Gutleben, C.; Laïlle, P., 2017. Paysages et entretien des cimetières - Recueil de fiches repères et actions pour la réhabilitation écologique et paysagère des cimetières. Angers: Plante & Cité, 92 p. https://www.plante-et-cite.fr/files/ressource/file:1154 [Consulté le 15/11/2021].
- **Terrains militaires :** SGA et DPMA, « Biodiversité », Secrétariat général pour l'administration, 2 février 2021, https://www.defense.gouv.fr/sga/le-sga-en-action/developpement-durable/environnement/plan-d-action-environnement/biodiversite. [Consulté le 15/11/2021].

2/ Utilisations de PPP :

- **Forêts :** Évaluation de la protection contre l'hylobe (Hylobius abietis) dans les plantations de conifères, DSF Zéro glyphoste en forêt publique https://www.onf.fr/onf/+/5af::zero-phyto-en-foret-publique.html [Consulté le 15/11/2021].
- **Jardins de particuliers :** enquête jardiner-autrement https://www.jardiner-autrement.fr/wp-content/uploads/2021/11/synthese-etude-pratiques-des-jardiniers.pdf [Consulté le 15/11/2021].
- **Routes :** MTES-DGITM-DIT, 2020 « Enquête sur l'utilisation des produits phytopharmaceutiques par les DIR - Synthèse des résultats 2019 ». Entretien du 9 avril 2021 avec Mme Annabelle Cluzeau.
- **Réseau ferré :** Herbicides, bilan de la campagne 2020, SNCF Réseau https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2021-04/Bilan%20annuel%20des%20traitements_2020_SNCF%20R%C3%A9seau.pdf [Consulté le 15/11/2021].

Les particuliers, principaux utilisateurs de produits phytopharmaceutiques (80% des usages JEVI) sont le point aveugle de cet état des lieux des usages. Si les produits avec mention « EAJ » (gamme amateur) sont les seuls autorisés à la vente aux particuliers, il leur est toutefois possible de faire appel à une entreprise en prestation de service titulaire de l'agrément et d'un Certiphyto qui peut avoir recours à la gamme professionnelle pour l'entretien des jardins. Le constat de réduction d'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les espaces privés est donc difficile à établir d'un point de vue quantitatif, bien que les particuliers déclarent utiliser moins de pesticides depuis 2019[34], tout comme les paysagistes.

Enfin, plusieurs substances ont pu être identifiées comme étant les principales utilisées dans les JEVI : le glyphosate, le 2,4-D, l'aminotriazole (interdite depuis 2016), le sulfate de cuivre (bouillie bordelaise), le diuron (interdite depuis 2008). Ces substances n'étant pas spécifiques aux usages JEVI et forêt, les moyens mis en place pour déterminer l'origine de la contamination (agricole ou non agricole) sont principalement la réalisation d'expérimentations in situ, ou à proximité des zones d'application des produits en ayant connaissance des pratiques du gestionnaire.

3. Spécificités des approches de la biodiversité et des services écosystémiques dans les JEVI et forêts

3.1. La biodiversité des JEVI et forêts : des niveaux de connaissance hétérogènes

3.1.1. Etat initial de la biodiversité

L'entretien intensif qui a longtemps été la pratique la plus répandue au sein des espaces végétalisés des collectivités, tend à évoluer depuis le début des années 1990. Aussi, la biodiversité fait partie de l'un des multiples enjeux identifiés par les gestionnaires d'espaces verts, et constitue un argument essentiel participant aux évolutions progressives des pratiques de gestion. Si la mobilisation pour sensibiliser à la biodiversité et promouvoir les changements de pratiques est importante à l'échelle nationale, la connaissance de la biodiversité dans les JEVI est loin d'être harmonisée. Les inventaires et états initiaux sont généralement réalisés localement au service d'un projet, ou par le biais de programmes de sciences participatives, à des échelles de territoires variables.

Les sciences participatives sont un outil de plus en plus répandu pour améliorer la connaissance de la biodiversité dans les JEVI. Elles consistent à faire avancer la recherche en mobilisant les citoyens ou les gestionnaires pour réaliser des observations de terrain. Plusieurs observatoires sont ainsi proposés par le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) dans le cadre du programme Vigie-Nature, et couvrent différents faciès d'espaces et/ou visent différents taxons (Tableau 18-15).

Certaines démarches plus territorialisées requièrent la mise en place d'inventaires ou suivis naturalistes de manière systématique. C'est le cas de l'Atlas de la Biodiversité Communale (ABC), inventaire des milieux et espèces présents sur un territoire donné (commune ou intercommunalité) soutenu par l'Office Français de la Biodiversité (OFB). « L'ABC donne lieu à la production de trois types de rendus :

- la réalisation d'inventaires naturalistes de terrain au cours desquels sont produites des données d'observation et de suivi d'espèces et/ou d'habitats,

- **Cimetières :** Jonathan Flandin, « Objectif "zéro pesticide" en Île-de-France : Les communes franciliennes prennent de l'avance », 6 septembre 2019, https://www.arb-idf.fr/article/objectif-zero-pesticide-en-ile-de-france-les-communes-franciliennes-prennent-de-lavance/.[Consulté le 15/11/2021].

[34] Société Nationale d'Horticulture de France (SNHF). 2021. Communiqué de presse - Résultats de l'enquête sur l'évolution des pratiques des jardiniers depuis l'arrêt de l'utilisation des pesticides. https://www.jardiner-autrement.fr/wp-content/uploads/2021/11/synthese-etude-pratiques-des-jardiniers.pdf [Consulté le 15/12/2021].

- la production de cartographie d'enjeux de biodiversité qui pourront être intégrés dans les projets d'aménagement et de valorisation du territoire,
- la production de publications, rapports ou annexes relatives à la mise en œuvre de l'ABC et des perspectives qui en découlent ».

Tableau 18-15. Principaux observatoires de sciences participatives du programme Vigie-Nature dans les JEVI

Nom du programme	Propage	Sauvages de ma rue	Florilèges	Streets
Date de lancement	2009	2011	2015	2019
Public visé	Gestionnaires d'espaces verts	Riverains	Gestionnaires d'espaces verts	Tout public
Types d'espaces visés	Espaces verts	Espace public	Prairies urbaines	Pieds d'arbres de l'espace public
Espèces observées	Papillons	Flore spontanée	Flore	Flore spontanée
Données collectées	Au bilan 2020, 362 transects réalisés dans 83 communes	En 2019, 100 000 données collectées par les riverains dans 300 villes de France	En 2019, 160 prairies dans 9 régions françaises ont fait l'objet d'un suivi	-
Analyse des données	Bilans annuels depuis 2009 Suivi de l'évolution des populations de papillons et analyse de l'impact des pratiques de gestion sur ces espèces	Lettres d'actualités 2011, 2012, 2013, 2015, 2018 et 2019 Etudes en cours en vue d'une publication scientifique	Bilans annuels depuis 2014 Suivi de la diversité floristique des prairies	Comprendre les déplacements des espèces végétales en ville grâce aux pieds d'arbres

En France, 1 400 communes et intercommunalités sont déjà engagées dans la réalisation d'un ABC. Un site internet dédié permet de consulter les projets en cours et finalisés et met à disposition les productions générées par l'ABC telles que les inventaires naturalistes qui permettent de dresser un état des lieux de la biodiversité sur le territoire concerné.

Enfin, à l'échelle de la parcelle, l'obtention du Label EcoJardin nécessite la mise en place d'un suivi de la biodiversité sur le site concerné par la labellisation. Au bilan de la première année de mise en place du label, 60 sites ont été auditionnés par Plante & Cité. 95% des gestionnaires ont réalisé un inventaire de l'état initial de la biodiversité du site, 60% ont réalisé des suivis de la flore et 65% des suivis de la faune. D'autres labels sont également conditionnés par la réalisation d'inventaires naturalistes tel que le Programme Golf pour la Biodiversité. Trois niveaux de labellisation sont possibles selon le niveau d'action et de travaux naturalistes mis en place par les golfs concernés (Figure 18-18).

Figure 18-18. Trois niveaux de travaux naturalistes indispensables à la labellisation Golf pour la Biodiversité [35]

[35] Fédération Française de Golf (FFGolf), « Programme golf pour la biodiversité », s. d., http://files.ffgolf.org/xnet/environnement/Participez_au_Programme_Golf_pour_la_Biodiversite.pdf. [Consulté le 22/11/2021].

Les terrains militaires, qui représentent 258 000 hectares exemptés de toute urbanisation ou d'une agriculture de production, constituent des réservoirs de biodiversité avérés. 80% d'entre eux font l'objet d'un classement au titre de la biodiversité ou font partie d'une zone d'intérêt faunistique et floristique remarquable, et 17% sont classés Natura 2000. Pour la gestion de ces sites, où il convient de conjuguer utilisation pour l'entrainement des forces armées et biodiversité, des partenariats ont été créés, notamment avec les Conservatoires d'Espaces Naturels (CEN). Le projet Life NaturArmy est une stratégie nationale et européenne pour l'amélioration de l'état de conservation des espèces et habitats ayant justifié le classement Natura 2000 des sites militaires. Cela a donné lieu au projet Life sur le camp de La Valbonne où des inventaires naturalistes ont débuté en 2020[36].

Dans les forêts, l'approche est toute autre, puisque bon nombre d'entre-elles bénéficient d'un statut particulier lié à leur intérêt patrimonial et la présence d'une biodiversité dite « exceptionnelle ». Ainsi, en France, 150 000 hectares de forêts publiques ont le statut de réserves biologiques (100 000 hectares dans les départements d'Outre-Mer et 50 000 hectares en France métropolitaine)[37],19% de la surface des forêts sont inclus dans un site Natura 2000 et en 2002, 40% des forêts privées étaient couvertes par une Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique (ZNIEFF) de type 1 ou 2[38]. Ces différents outils de protection et de connaissance sont basés sur la reconnaissance d'un enjeu biodiversité au regard d'inventaires naturalistes ayant permis d'identifier des habitats ou espèces remarquables. L'ONF est impliquée dans l'amélioration de la connaissance de la biodiversité forestière avec 400 000 données de références sur plus de 6 000 espèces[39].

L'approche globale de la biodiversité dans les JEVI semble difficile à mettre en place en raison de la diversité des espaces et de la multiplicité des acteurs. La réalisation d'inventaires et suivis naturalistes participant à l'amélioration de la connaissance de cette biodiversité est surtout dépendante de la volonté des territoires à s'engager localement dans des démarches environnementales telles que les ABC ou l'obtention de labels. En revanche, les forêts qui représentent pour la plupart des réservoirs de biodiversité qualifiée « d'exceptionnelle » ne sont pas en manque de données naturalistes, régulièrement mises à jour.

3.1.2. Indicateurs d'état et/ou d'évolution des habitats et espèces dans les écosystèmes urbains et forestiers

En 2020, le catalogue des indicateurs de biodiversité des Observatoires nationaux a été publié par le Cerema. Il regroupe 568 indicateurs de biodiversité recensés pour 27 observatoires à différentes échelles territoriales (nationale, régionale, départementale, ou de la ville). Parmi les thématiques, on trouve les indicateurs des milieux urbains (au nombre de 19) et forestiers (au nombre de 51) (Cerema, 2020).

Parmi les observatoires considérés dans ce catalogue, l'Observatoire National pour la Biodiversité (ONB), instauré par la loi Grenelle 1 du 3 août 2009, développe deux indicateurs permettant de suivre l'état et l'évolution de la biodiversité en milieu urbain et forestier illustrés dans le Tableau 18-16.

Tableau 18-16. Indicateurs de l'ONB concernant l'état de la biodiversité en JEVI et forêts (Nature France, 2020)

Indicateur	Milieu urbain	Milieu forestier
Évolution des populations d'oiseaux communs spécialistes	Entre 1898 et 2019, l'abondance d'oiseaux communs spécialistes des milieux bâtis a diminué de 29%	Entre 1989 et 2019, pas d'évolution notable de l'abondance des oiseaux communs spécialistes des milieux forestiers
Abondance des vers de terre	Sur la période 2005-2015, 122 sites en territoire artificialisé ont été analysés, l'abondance lombricienne est de 280 ind/m^2	Sur la période 2005-2015, 37 sites en forêt et milieux semi-naturels ont été analysés, l'abondance lombricienne est de 149 ind/m^2

[36] Fédération des Conservatoires d'espaces naturels, « Militaires et biodiversité ? », Armée&Biodiversité, s. d., https://www.lifeterrainsmilitaires.fr/militaires-et-biodiversite [Consulté le 22/11/2021].
[37] https://www.onf.fr/onf/lonf-agit/+/a3a::les-reserves-biologiques-des-espaces-proteges-dexception.html [Consulté le 22/11/2021].
[38] https://www.cnpf.fr/sites/socle/files/cnpf-old/cnpf_biodiversiteenforetprivee_md_1.pdf [Consulté le 22/11/2021].
[39] http://www1.onf.fr/gestion_durable/++oid++575f/@@display_advise.html [Consulté le 22/11/2021].

Seulement deux indicateurs du catalogue intègrent la variable « pratiques de gestion » et notamment l'emploi ou non de pesticides :

- L'abondance des papillons des jardins en fonction du pourcentage d'urbanisation
- La variation du nombre de rhopalocères

Le rapport EFESE s'est intéressé à l'état des écosystèmes urbains et a relevé les villes françaises impliquées dans la mise en place d'indicateurs de biodiversité à l'échelle de leur territoire. Le « City Biodiversity Index » (CBI) est un indice de biodiversité urbaine aussi connu sous le nom d'index de Singapour. En France, cette méthode d'auto-évaluation de la biodiversité en milieu urbain a été adoptée par les villes de Paris et de Montpellier. Après un état des lieux des habitats et espèces de la ville, cet outil consiste notamment à évaluer trois composantes, comme le montre la Figure 18-19 : la biodiversité indigène dans la ville, les services écosystémiques fournis par la biodiversité de la ville, la gouvernance et gestion de la biodiversité urbaine.

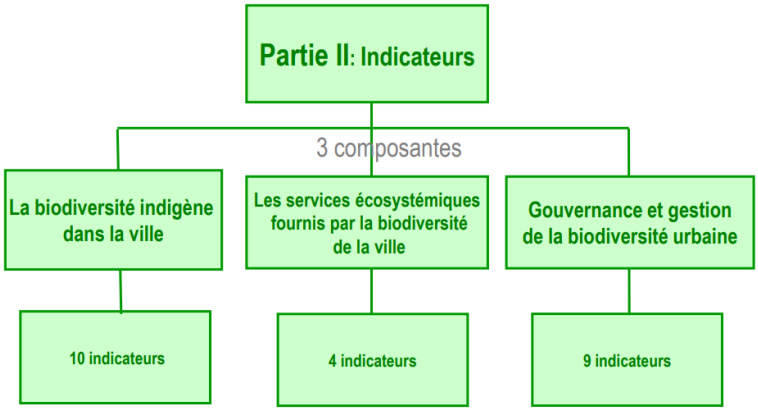


Figure 18-19. Critères d'auto-évaluation pour le calcul du CBI[40]

Parmi ces indicateurs, les pratiques de gestion ne sont pas directement évaluées, mais l'indicateur 17 « Existence de stratégies et de plans d'actions locaux pour la biodiversité » inclus la mise en place de plans de gestion en faveur de la biodiversité. La ville de Montpellier a obtenu le score de 77/100, et a pu identifier par cette méthode ses points forts et ses points faibles en matière de biodiversité au sein de la ville.

L'Observatoire de la biodiversité des Hauts-de-France a simplifié cet indice de Singapour en sélectionnant 12 indicateurs sur les 23 qu'il a utilisé pour étudier 15 villes de la région. Au-delà de cet observatoire, les Hauts-de-France bénéficient d'une base de données naturalistes très riche via le Conservatoire National Botanique de Bailleul (CBNBL). Sur la base de ces données, ainsi que du Système d'Information Régional de la Faune (SIRF), des zonages des espaces protégés ou zones d'inventaires (Natura 2000, ZNIEFF, APPB…) ou encore les relevés des haies, un outil cartographique appelé ARCH a été développé. Un tel outil joue un rôle essentiel dans la compréhension du contexte environnemental dans lequel se situe la ville, et facilite grandement l'étude de l'écosystème urbain.

Une autre évaluation encore plus localisée est celle du référentiel national ÉcoQuartier. La démarche ÉcoQuartier portée par le MTES lancée en 2011 a donné lieu au lancement d'un label du même nom. Pour l'obtenir, il convient de mettre en œuvre les 20 engagements du référentiel, parmi lesquels se trouve l'engagement numéro 20 « Préserver, restaurer et valoriser la biodiversité, les sols et les milieux naturels ». Il est recommandé de procéder à un inventaire, un diagnostic écologique urbain, une étude d'impact, ou encore à la mise en place d'un document type Atlas de la Biodiversité Communale (ABC). A titre d'exemple, la ville de Chécy en région Centre-Val de Loire a missionné Loiret Nature Environnement en 2014 et 2015 pour réaliser un Inventaire de la Biodiversité Communale

[40] ARB, « City Biodiversity Index (CBI) » (Paris, 24 janvier 2012), https://www.arb-idf.fr/fileadmin/DataStorage/user_upload/11_presentation_mdelafossehchamayou_paris.pdf [Consulté le 15/11/2021].

(IBC) qui s'est accompagné d'ateliers de sensibilisation. Une cartographie des zones à enjeux est également réalisée et représente un véritable outil de gestion et d'aide à la décision.

Le rapport EFESE indique que « nul indicateur ne saurait rendre compte de l'état de la biodiversité dans son ensemble » (Commissariat général au développement durable, 2018a) et met en évidence les efforts de suivis lacunaires des écosystèmes forestiers. La synthèse issue du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques » parle d'une évaluation de la biodiversité essentiellement basée sur des données structurelles (structure des peuplements, des massifs forestiers et des paysages), et très peu sur les données taxonomiques (richesse ou abondance de différentes espèces) (Nivet *et al.*, 2012).

3.2. Spécificités des services écosystémiques rendus par les JEVI

Les types de services écosystémiques associés à la biodiversité dans les JEVI n'ont pas la même importance relative que dans les zones agricoles, et diffèrent en outre suivant le type de JEVI. Par exemple les services culturels et les avantages associés aux bénéfices pour la santé humaine dominent dans les espaces végétalisés urbains. En outre, ces services peuvent être plus ou moins associés à la maîtrise de la végétation facilitée par les traitements phytosanitaires. Par exemple les bénéfices pour le bien-être humain tiré des jardins d'agrément et espaces de promenade sont globalement négativement impactés par l'usage de PPP, tandis que pour les cimetières ou les terrains de sports, les attentes culturelles sont encore fortement associées au contrôle stricte de la végétation. Les services d'approvisionnement sont beaucoup plus en retrait que dans les zones agricoles, même s'ils ne sont pas totalement absents des JEVI qui peuvent fournir des ressources pour l'apiculture, l'agriculture urbaine ou périurbaine, voire de la biomasse valorisée en méthanisation (Zdanevitch *et al.*, 2018). Les services de régulation sont tout aussi présents qu'en zone agricole, avec des enjeux relatifs à la qualité de l'eau, à la régulation des flux hydriques et des échanges gazeux, à la régulation climatique (Selmi, 2016).

Des travaux de recherche ont ainsi été largement développés sur les services écosystémiques dans les JEVI, et l'évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques conduite en France par le ministère chargé de l'Environnement et finalisée en 2018, y consacre spécifiquement aux écosystèmes urbains un de ses rapports (Commissariat général au développement durable, 2018b).

Le Tableau 18-17 montre que la quasi-totalité des catégories de fonctions écosystémiques sont identifiées par l'étude EFESE dans les JEVI. Au niveau international, les indicateurs du CBI (City Biodiversity Index) élaboré au sein du Centre national de la biodiversité à Singapour), comportent 4 indicateurs relatifs aux services écosystémiques de la biodiversité urbaine : la régulation de la quantité d'eau à travers les surfaces perméables ; la régulation du climat ; les services récréatifs ; les services éducatifs. Cet outil montre l'intérêt particulier mis sur les services culturels dans le domaine des espaces verts urbains.

L'EFESE fait référence à de nombreuses évaluations biophysiques et économiques qui ont été conduites pour l'évaluation de certains services écosystémiques des JEVI (régulation des inondations, effets des espaces végétalisés sur la qualité de l'air et la santé humaine, ainsi que plus généralement sur le bien-être physiologique et psychique, séquestration du carbone, etc.). Mais l'étude souligne pour autant l'hétérogénéité des méthodes employées et l'impossibilité d'en tirer une synthèse globale de résultats, et propose « une somme de méthodologies et de résultats plus que quelques chiffres clefs attendus » (Commissariat général au développement durable, 2018b, p. 296).

Pour chacun des services analysés, les principaux déterminants du niveau de service sont identifiés. Les produits phytopharmaceutiques apparaissent peu dans ces principaux déterminants, sauf en ce qui concerne la qualité de l'eau et le service d'auto-épuration des milieux aquatiques. Ils sont alors considérés en tant que polluants, mais aussi comme exerçant un effet sur la biodiversité à l'échelle de l'écosystème susceptible de « déséquilibrer les processus biologiques en jeu dans l'auto-épuration (Souiller *et al.*, 2002 ; Bressan *et al.*, 2006 ; Commissariat général au développement durable, 2018b), p. 363 et suivantes. C'est ainsi que dans la partie 5 du rapport consacrée aux enjeux socio-économiques, « La réduction dans l'eau des produits phytosanitaires fait partie des enjeux majeurs » p. 626.

Tableau 18-17. Correspondance entre les fonctions et services écosystémiques associés aux JEVI dans le rapport de l'EFESE, avec le référentiel de fonctions établi dans le cadre de l'ESCo.

	Catégorie de fonction écosystémique	Définition	**Fonctions mises en évidence** dans EFESE Ecosystèmes urbains (Commissariat général au développement durable, 2018b), sous le qualificatif de fonction ou de service
1	Régulation des échanges gazeux	Production et consommation de gaz et régulation des échanges gazeux entre les différents compartiments de l'environnement et avec l'atmosphère.	Maintien des cycles de vie (eau, azote, carbone)
2	Dissipation des contaminants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Filtration, tampon, séquestration et dégradation des contaminants et déchets chimiques et biologiques.	Décomposition Autoépuration des milieux aquatiques Régulation de la qualité de l'air
3	Résistance aux perturbations	Atténuation des perturbations environnementales (canicules, incendies, tempêtes, inondations, coulées de boue, avalanches) et anthropiques (pollution) et capacité à y résister.	Régulation du climat global Régulation des inondations
4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments	Rétention et stockage de l'eau dans le sol et les sédiments pour préserver les ressources en eau douce	
5	Régulation des flux d'eau	Régulation du ruissellement et des rejets d'eaux	
6	Albédo	Atténuation locale des effets du changement climatique (y compris les événements extrêmes)	Régulation du climat local
7	Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Production et dispersion de la biomasse et de la matière organique qui peuvent servir de sources d'énergie dans les réseaux trophiques.	Production primaire
8	Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Décomposition de la matière organique ; transport, stockage et recyclage des nutriments	Décomposition
9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments	Rôle de la végétation et du biote dans la formation et le maintien de la structure des sol et des sédiments (y compris sur les rivages et les côtes)	
10	Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Rôle de la végétation et du biote dans le déplacement des propagules (y compris les gamètes floraux et les graines, les spores aquatiques dont marines, les œufs et les larves)	
11	Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture et préservation de la biodiversité et des interactions au sein des communautés biotiques pour maintenir le fonctionnement de l'écosystème, contenir l'impact des épidémies/ efflorescence (e.g. en contrôlant les populations de ravageurs et de vecteurs de maladies potentiels), assurer la production et l'utilisation de matériaux naturels (i.e. les ressources biologiques et génétiques) qui peuvent être utilisés par les organismes pour leur santé, et contribuer à une diversité auto-entretenue d'organismes développés au cours de l'évolution (et capables de continuer à changer)	
12	Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques	Fourniture d'un espace vital approprié aux communautés biologiques sauvages et aux espèces individuelles. Elle comprend également la fourniture d'espaces appropriés pour la reproduction et la nurserie ainsi que des refuges et des corridors dans les écosystèmes naturels et semi-naturels (connectivité).	Protection des habitats et des ressources génétiques Services culturels et patrimoine naturel

L'EFESE met aussi en évidence les impacts négatifs de la biodiversité sur les services écosystémiques des JEVI, comme par exemple les impacts sur la santé humaine des végétaux allergènes, les dégradations du bâti, les piqûres d'insectes, etc.(Commissariat général au développement durable, 2018b).

En revanche, l'EFESE n'a pas sélectionné dans la série de services analysés, le service de pollinisation en lien avec les habitats que constituent certains JEVI. Sur ce sujet une étude canadienne s'est penchée sur la question des services rendus par certains types d'espaces végétalisés en milieu urbain (cimetières, parcs, jardins partagés), particulièrement pour les abeilles sauvages. Les résultats de l'étude démontrent une grande tolérance et adaptabilité des abeilles sauvages puisqu'il n'est pas constaté d'association spécifique d'une espèce à un type d'habitat. Les trois types de JEVI ici comparés accueillent ces pollinisateurs, bien que l'étude révèle une fonctionnalité plus importante des zones d'agriculture urbaine et un potentiel non négligeable des habitats générés par ces espaces pour la conservation des abeilles sauvages (Normandin *et al.*, 2017).

Parmi les rares sources permettant d'aborder le lien entre les produits phytopharmaceutiques et les services fournis par les espaces verts urbains, le projet SERVEUR conduit entre 2012 et 2017 par l'UMR CITERES dans la région Centre Val de Loire, a ciblé des projets de recherche présentant une entrée environnementale, notamment par l'étude de la biodiversité des espaces sélectionnés, évaluée par l'observation de la flore, et celle des arthropodes comme indicateur de durabilité. L'abondance des populations d'arthropodes est, dans ce projet, considérée comme reflétant les modalités de gestion mises en œuvre telles que le désherbage, les traitements phytosanitaires, les intrants chimiques ou organiques, le paillage, la fauche tardive, etc.

Au-delà des espaces verts urbains, les dépendances vertes des infrastructures sont couramment identifiées pour l'habitat qu'elles constituent, et le service de pollinisation auquel elles peuvent contribuer. C'est le cas notamment du programme Infrastructures de Transports Terrestres, ECOsystèmes et Paysages (ITTECOP) conduit par le MTES et l'Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME), avec le projet de recherche « PolLinéaire » qui s'est intéressé au potentiel des dépendances vertes en tant qu'habitat et corridor écologique des pollinisateurs. Cette étude met en évidence que les dépendances vertes ne sont pas des déserts biologiques et qu'elles accueillent des populations d'insectes parfois similaires à des espaces éloignés des infrastructures linéaires. Cette observation faite, l'étude montre également que les dépendances vertes ont un rôle à jouer en tant qu'habitat et corridor pour les insectes pollinisateurs, du fait notamment de l'emprise territoriale qu'elles représentent. Il ressort enfin que les pratiques de gestion sont susceptibles d'impacter positivement l'abondance et la diversité des populations d'insectes pollinisateurs dans ces dépendances vertes en favorisant le développement de la végétation indigène (Villemey *et al.*, 2018).

Plusieurs services écosystémiques sont rendus par les forêts. Leur vocation de production d'une part, peut être impactée par l'utilisation de produits phytopharmaceutiques de manière positive puisqu'ils permettent d'éviter certains problèmes sanitaires graves pouvant affecter un peuplement, ou encore permettre de maîtriser la végétation concurrente limitant son développement. Les sols des forêts, riches en matière organique, jouent le rôle de tampon et peuvent limiter les transferts de pesticides. Cependant, la forêt renferme des communautés de lichens qui contribuent au cycle de l'eau et des nutriments ainsi qu'au réseau trophique et qui sont impactés par les herbicides comme évoqué dans l'encadré sur les lichens de la partie traitant des producteurs primaires.

Les principaux constats qui se dégagent de ces ressources permettre de relier les usages des PPP principalement aux enjeux de qualité de l'eau. Les JEVI comme habitat et zone refuge pour des communautés végétales et animales par ailleurs en déclin, et comme ressource pour la pollinisation sont également clairement identifiés. Certains services culturels en revanche, dans les cimetières, les terrains de sport et les golfs, sont encore souvent dépendants du recours aux PPP.

4. Etude des corrélations entre les pratiques de gestion dans les JEVI et forêts et la biodiversité

4.1. Connaissances de la contamination des milieux

L'état de la contamination des milieux découlant des traitements appliqués lors de l'entretien des JEVI et forêts semble peu abordé dans la littérature grise, mais un transfert accru des pesticides utilisés en milieu urbain est mis en évidence du fait de l'imperméabilisation des sols.

Des études scientifiques s'intéressent à la contamination (agricole/non agricole) des milieux par les produits phytopharmaceutiques et les résultats de ces recherches issus des différents travaux des experts de l'ESCo alimentent la partie qui va suivre.

4.1.1. Sol

Dans une étude récente (Joimel *et al.*, 2021), les métaux contenus dans le sol de surface de jardins urbains issus de 104 sites répartis dans trois villes françaises (Grand Nancy, Nantes et Marseille) ont été analysés. La teneur en cuivre total était supérieure dans les jardins traités par de la bouillie bordelaise (78 mg/kg en moyenne) par rapport aux sols non traités (49 mg/kg).

Les zones de traitement en voirie, plutôt graveleuses et pauvres en matières organiques, sont connues pour peu retenir les PPP. En conséquence, ce sont des zones où le transfert vers les eaux sont potentiellement plus importants qu'en zone agricole, mais en parallèle les composés moins adsorbés sont potentiellement plus biodisponibles et donc plus rapidement biodégradés (Albers *et al.*, 2020) et références incluses). La contamination de ces zones est peu documentée en France. Blanchoud *et al.* (2007), par des enquêtes, ont établi qu'en moyenne les bords de routes nationales et autoroutes recevaient annuellement 0,21 g/m, les routes municipales 1,9 g/m.

4.1.2. Air

Avant la loi Labbé, une étude a été réalisée sur la contamination des eaux pluviales en milieu urbain. Zgheib *et al*. (2008) indiquent trois sources de contamination : le traffic (métaux zinc, cuivre, plomb, cadmimum, Pt, HAP alkylphenols), les immeubles (métaux, monylphenols, PBDEs, phtalates) et les jardins (pesticides et additifs). Ils ont développé une méthodologie pour identifier les composés à suivre. Appliquant cette méthode, ils présentent des résultats en 2012 avec pour objectif de déterminer l'impact potentiel des déversements d'eaux pluviales dans les cours d'eau locaux afin d'établir s'il existe ou non un risque de diminution de la qualité des sédiments. Dans leur étude, ils distinguent la phase particulaire et dissoute, la collection d'échantillons se fait à la sortie du BV et des égouts pluviaux en 3 lieux (Paris centre, Noisy le Grand et banlieue avec différentes surfaces en termes de perméabilité. En termes de contamination en pesticides, 6 pesticides ont été retrouvés : diuron (100%), glyphosate (93%), amino methyl phosphonic acid or AMPA (93%), aminotriazole (80%), isoprotuon (60%), and metaldehyde (60%); le diuron était très utilisé (avant son interdiction en milieu urbain, remplacé ensuite par le glyphosate). Les auteurs indiquent une probable contamination en herbicide par lessivage des surfaces urbaines imperméables. Gasperi *et al*. (2014) ont exploré la contribution de la contamination des dépôts totaux atmosphériques à la contamination des eaux pluviales sur 3 bassins français. Parmi les 30 pesticides recherchés, 19 n'ont jamais été détectés dans l'eau de ruissellement. Parmi ceux détectés figurent glyphosate, AMPA et glufosinate, puis isoproturon, carbendazim et mecoprop, 2,4D et 2,4DPCMA.

Parmi les substances suivies pendant la Campagne exploratoire de mesure des pesticides dans l'air (CNEP), 3 présentaient également des usages EAJ : le 2,D, le glyphosate et la pendimethaline. Les fréquences de quantification de ces composés en sites ruraux, urbains et périurbains sont respectivement 4,2, 5,2, 2,2% pour le 2,D ; 63, 64 et 64% pour le glyphosate et 64, 54, 24,5% pour la pendimethaline, avec toutefois des niveaux de concentrations plus faibles en milieux urbains et périurbains (pour le 2,4 de 0,8, 0,5 et 1,3 ng/m^3 environ et faibles

pour le glyphosate). Desert *et al*. (2018) expliquent les fortes fréquences de détection du tolyfluanid, diflubenzuron, cypermethrine, permethrine, imidachloprid, fenpropimorph, et tebuconazole en milieu urbain par leur usage en tant que biocide. Des usages herbicides sont également relevés (2,4MCPA et DFF).

Une analyse des résultats de la CNEP par le LCSQA (2020) a porté sur des sites de types urbains, périurbains et ruraux. En métropole, le nombre de substances quantifiées est légèrement différent selon le type (48, 30 et 43 en milieu rural, périurbain et urbain respectivement) avec des concentrations plus élevées en milieu rural pour les 8 substances aux concentrations >0,1 ng/m^3 tout en restant du même ordre de grandeur et avec des fréquences de quantification similaires. Ce constat est retrouvé localement par les AASQA en général. Dans les DROM, 14 composés sont retrouvés en milieu rural et 4 en milieu périurbains. Desert *et al*. (2018) trouvent également que sur 45 composés recherchés, 41 sont retrouvés à la fois sur sites rural et urbain, seulement 2 étant uniquement trouvés en milieu urbain (tolyfluanid et diflubenzuron) et 2 en milieu rural (fluazinam et fluoxypyr). Ces résultats montrent une contamination relativement générale avec des niveaux de contamination quelque peu nuancés en lien avec les divers usages et en fonction de la proximité des zones traitées. Par analyse des roses des vents, Desert *et al*. (2018) analysent la contribution du transport régional du folpel et chlorpyrifos depuis leurs zones de traitements respectives vers Avignon et trouvent une bonne concordance. Atmo Occitanie explique la présence de prosulfocarbe à Toulouse par le transport depuis les zones de traitements en périphérie de l'agglomération (Aasqa Occitanie, 2020). En région parisienne, le nombre de composés détectés à Paris intra-muros est plus important qu'en milieu rural (Rambouillet), avec 5 composés spécifiques à la ville : acetochlore, butraline, cypermethrine, fenarinol et piperonyl butoxide mais avec toutefois des niveaux de concentrations moindres. En milieu urbain, des biocides comme la permethrine (analyses des données du LCSQA, 2020); ce qui est également relevé par Wang *et al*. (2021) en ce qui concerne la famille des pyréthrénoides dont la contribution à la charge totale en pesticides dans l'air est plus élevée en milieu urbain aux Etats-Unis.

4.1.3. Eau

Plusieurs études évoquent la particularité des traitements phytosanitaires en contexte JEVI comme étant liée à l'imperméabilisation du sol et au risque de ruissellement qui en découle. En effet, le rapport EFESE sur les écosystèmes urbains indique que « l'imperméabilisation des sols d'un bassin versant va favoriser l'accélération des débits et augmenter la concentration des flux polluants dans les milieux humides urbains » (Commissariat général au développement durable, 2018b). Ce facteur modulant peut notamment accentuer les impacts liés aux applications de produits phytopharmaceutiques sur ou à proximité des voiries (espaces verts urbains, dépendances vertes…). Une série d'expérimentations réalisées par la FEREDEC Bretagne de 1998 à 2001 ont montré que le désherbage chimique sur zones bitumées ou sable tassé (qui représente la majorité des surfaces minérales gérées par les collectivités, Guérin *et al*. (2009) pouvaient entraîner des transferts vers l'eau de l'ordre de 10 à 40% du produit épandu contre 1 à 3% en zone agricole (Boulet, 2005). Ces sols présentent en effet une vie microbienne insuffisante pour jouer leur rôle tampon (Zadjian, 2004). De plus, certains modèles ont été développés pour déterminer les concentrations en herbicides dans les eaux de surface et les sédiments (Hollis *et al*., 2017) ou encore les concentrations de pyréthrinoïdes transférées vers les eaux de surface par lessivage (Luo *et al*., 2013) après application sur des surfaces imperméables.

Les rapports Infos'Phytos de la Direction Régionale et Interdépartementale de l'Environnement et de l'Energie (DRIEE) issus de la campagne de surveillance 2012-2013 mettent en évidence la contamination des eaux superficielles d'Ile de France (Tableau 18-18). Ces substances n'étant pas spécifiques aux usages JEVI, il est difficile d'identifier la source réelle de la contamination.

Différentes études se sont attachées à caractériser l'origine de cette contamination des eaux par les pesticides. Deux programmes de 2007, Phyt'Eaux Cités et PIREN-Seine se sont intéressés au cas du bassin versant de l'Orge et ont permis de caractériser l'impact des emplois de produits phytopharmaceutiques en milieu urbain sur le niveau général de contamination de cette rivière. Le suivi du transfert du glyphosate et de l'AMPA réalisé dans le bassin versant de l'Orge 2007-2008 montre une contamination essentiellement d'origine non agricole sur ce bassin (traitements des routes et voies de chemin de fer). Ces produits sont principalement transférés à la rivière en

période d'application et au cours des épisodes de pluie *via* les effluents de station de traitement des eaux usées et directement par les réseaux d'eaux pluviales (Botta, 2009).

Tableau 18-18. Substances identifiées dans les eaux superficielles d'Ile de France par la DRIEE en 2012 (DRIEE, 2016)

Substances actives identifiées dans les eaux superficielles d'Ile de France en 2012	Usages non agricoles répertoriés	Données connues	Données de contamination du milieu
Glyphosate	Espaces verts Infrastructures linéaires Forêts		
2,4-D	Espaces verts Infrastructures linéaires		
Diuron	Infrastructures linéaires	En 2000 : QSA totale = 300 tonnes QSA SNCF = 70 tonnes	Les propriétés chimiques de cette molécule facilitent le transfert vers les milieux aquatiques. En effet, elle est peu volatile, s'adsorbe peu sur les particules du sol. Elle est donc facilement entraînée vers les eaux superficielles ou souterraines. En outre, bien que la rémanence du diuron dans les sols soit faible (< 1 an), celle dans les eaux est relativement importante (> 3 ans), ce qui explique que cette molécule soit toujours quantifiée de manière relativement importante dans les eaux.[41]

Dans les eaux, la quasi-totalité des produits phytopharmaceutiques quantifiés en milieu urbain sont des herbicides. Deux insecticides, le chlorpyriphos et le chlorfenvinphos, ont été mesurés respectivement dans les études de Wiest *et al*. (2018) et de Becouze-Lareure *et al*. (2019) qui ont prélevé à l'exutoire de 2 bassins urbain/industriel (réseau unitaire résidentiel et eaux pluviales) en région lyonnaise. Les sédiments prélevés en sites industriels dans l'étude de Kanzari *et al*. (2014) sont essentiellement contaminés avec des insecticides organochlorés interdits. Les travaux de Nélieu *et al*. (2021) ont quant à eux fait un état des lieux de la contamination de mares en contexte péri-urbain par des herbicides, quelques fongicides et un insecticide (l'imidaclopride).

Des travaux portant sur la période antérieure aux restrictions apportées par la loi Labbé dans les JEVI, mettent en évidence le transfert de divers pesticides d'usage urbain ou agricole dans le bassin de la Marne sur la base d'enquêtes auprès d'organisations agricoles, de services publics et de particuliers. Bien que les usages urbains étaient largement plus limités que les usages agricoles (47 tonnes/an contre 4 300 tonnes/an), leur contribution à la pollution de la Marne était équivalente (environ 11 tonnes/an dans les deux cas) (Blanchoud *et al.*, 2002). Ajoutons également que bien que les substances étudiées (diuron, aminotriazole, glyphosate) ne soient plus autorisées en JEVI, certaines tel que le diuron interdit depuis 2008 persistent dans l'environnement comme le montre le Tableau 18-18.

En revanche, certaines études américaines qui s'intéressent à la contamination des milieux aquatiques suite à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les golfs montrent un faible niveau de détection dans les eaux de surface. La revue de Baris *et al*. (2010) et l'étude récente menée par Piacente *et al.* (2020) soulignent une faible contamination des eaux par les PPP organiques. Dans cette dernière étude, seulement 3 produits phytopharmaceutiques (azoxystrobine, alpha chlordane et oxadiazon) sur 10 recherchés sont quantifiés en été et aucun au printemps. Les auteurs expliquent ce phénomène par le fait que le gazon agit comme un filtre et que les produits phytopharmaceutiques sont appliqués à des doses minimales et raisonnées sur les terrains de golf.

Certaines structures telles que Plante & Cité, acteurs majeurs des suivis phytopharmaceutiques dans les JEVI, mettent en place des outils à destination des gestionnaires afin de les sensibiliser aux effets de ces produits. La quatrième et dernière phase de l'étude COMPAMED ZNA évoquée en section 2.2.2., consiste à développer un outil d'auto-évaluation à destination des gestionnaires pour identifier les impacts environnementaux des pratiques

[41] http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/InfoPhytos_9_cle796b13.pdf

de désherbage thermiques, mécaniques et chimiques pour un scénario donné. Basé sur une évaluation de ces impacts par la méthode de l'Analyse du Cycle de Vie (ACV)[42], cet outil s'intéresse entre-autres à l'écotoxicité des milieux aquatiques établie selon le modèle USEtox (Rosenbaum *et al.*, 2008) (Tableau 18-19).

Tableau 18-19. Extrait de l'outil COMPAMED ZNA : valeurs d'impacts calculées pour le scénario chimique – « cimetières » sur son cycle de vie pour l'année 2012

Indicateurs	Transport	EPI	Matériel	Application
Toxicité humaine, cancer (CTUh)	2.58e-10	2.26e-10	2.94e-10	9.20e-9
Toxicité humaine, autres (CTUh)	1.59e-10	7.22e-11	4.44e-9	2.25e-8
Ecotoxicité des milieux aquatiques (CTUe)	5.49e-2	1.64e-2	1.34e-2	7.09e+2
Changement climatique (kg CO2 eq)	4.31e+1	3.43e+0	4.33e+0	1.19e+1
Disparition de la couche d'ozone (kg CFC eq)	6.59e-6	3.79e-8	6.92e-7	2.09e-6
Oxydation photochimique (kg NMVOC)	5.31e-1	7.91e-3	1.87e-2	1.09e-1
Acidification atmosphérique (molC H+ eq)	4.14e-1	9.80e-3	2.12e-2	9.78e-2
Eutrophisation (kg P eq)	6.41e-3	5.35e-4	2.28e-3	3.19e-3
Consommation d'eau (m3)	2.87e-7	2.27e-3	4.64e-3	1.69e-2
Epuisement des ressources (kg Sb eq)	6.79e-6	7.72e-6	3.50e-6	3.53e-5
Consommation d'énergie non renouvelable (éq MJ)	6.27e+2	6.46e+1	5.82e+0	2.06e+2

Notation scientifique : 1.00e+3 = $1.00x10^3$ = 1000 ; 1.00e-3 = 1.00^{-3} = 0.001

« Les techniques chimiques ressortent comme étant nettement plus impactantes que toutes les autres techniques sur l'indicateur « écotoxicité ». En outre, on peut estimer que l'impact sur l'écotoxicité des techniques chimiques est sous-évalué en absence de données précises quant aux formulations des désherbants, aux facteurs de caractérisation toxicologiques associés, et aux modèles de répartition dans les milieux ».

Les résultats présentés dans le Tableau 18-20 concernent l'essai sur surface imperméable en seuil moins contraignant, c'est-à-dire le nombre et la taille des adventices à partir desquels l'intervention est déclenchée. Cette modalité a été sélectionnée car le seuil moins contraignant est celui qui se rapproche le plus des situations observées chez les gestionnaires.

Tableau 18-20. Résultats chiffrés de l'analyse de contribution sur l'indicateur écotoxicité des milieux aquatiques (Ecophyto ZNA, 2014)

Ecotoxicité des milieux aquatiques (CTUe)	Utilisation du matériel	Usure des EPI	Application (carburants)	Application (consommables)	Transport vers le site
[CHIM] Pulvérisateur DOE	4,11E-06	3,14E-04	2,27E-06	3,73E-01	2,84E-07
[CHIM] Pulvérisateurà dos	2,29E-07	1,86E-04	0,00E+00	7,31E-01	1,82E-06
[GAZ] Lance sur chariot tracté + eau chaude	3,82E-04	1,32E-04	3,88E-03	9,53E-04	5,69E-05
[MECA] Binette	8,62E-07	2,20E-05	0,00E+00	0,00E+00	5,33E-07
[MECA] Module tracté «brosse métallique»	8,01E-05	3,89E-06	4,06E-05	1,09E-05	9,95E-07
[EAU] Vapeur	1,85E-05	1,69E-05	3,50E-03	4,87E-06	1,12E-04
[EAU] Eau chaude gasoil	6,22E-04	2,61E-05	6,47E-03	7,62E-06	8,95E-05

Concernant les forêts, l'utilisation des herbicides a un impact relativement faible sur le milieu aquatique pour plusieurs raisons : le faible recours aux traitements phytosanitaires dans ces espaces, le respect d'une zone tampon aux abords des plans d'eau, et une forte activité microbienne du sol qui permet une dégradation plus facile des herbicides et réduit les risques de transfert vers les eaux superficielles et la nappe phréatique (Gama, 2006).

[42] L'unité fonctionnelle de l'ACV comparative est la suivante : « Traiter 1 m² de surface enherbée, de type perméable ou imperméable, pendant un an, pour un objectif de gestion défini par un seuil d'intervention quantifié (seuil contraignant ou seuil moins contraignant) » - https://www.compamed.fr/wp-contenu/uploads/compamed-301a-ACV-comparative_V18.pdf [Consulté le 15/11/2021].

4.2. Effets de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques dans les JEVI et forêts sur la biodiversité

Le mode de gestion de l'espace, y compris l'utilisation de produits phytopharmaceutiques, modifie l'écologie des systèmes et peut impacter la biodiversité. Dans cette partie sont abordés les impacts documentés dans le corpus.

4.2.1. Effets sur la faune

La question de l'impact des produits phytopharmaceutiques sur les pollinisateurs est un sujet particulièrement récurrent dans la littérature grise du fait de l'enjeu qui y est associé. La disparition des pollinisateurs, et particulièrement des abeilles traduit une perte générale de biodiversité selon les associations de protection de la nature qui les définissent comme les « sentinelles de l'environnement ». Une sensibilisation forte est donc réalisée sur ce sujet, à travers notamment le Plan National d'Action (PNA) « France, Terre de pollinisateurs » qui accompagne la loi pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages et les dispositions liées aux usages des pesticides.

Le PNA fait référence aux publications scientifiques qui identifient les fertilisants, herbicides et pesticides comme une menace pour les pollinisateurs sauvages et particulièrement les abeilles. Concernant les usages spécifiques aux JEVI et forêts, des études ont montré que l'abondance des papillons et des bourdons ainsi que la richesse spécifique des papillons dans les jardins privés étaient négativement corrélées à l'utilisation d'insecticides et d'herbicides pour l'entretien de ces espaces. En revanche, l'usage des fongicides peut entraîner un effet positif indirect sur les abondances de papillons et de bourdons car les plantes, ainsi protégées des ravageurs, seraient capables d'allouer plus de ressources à la production de nectar pour les insectes (Muratet et Fontaine, 2015).

Au regard de la contamination des milieux aquatiques qui peut être provoquée par les utilisations de produits phytopharmaceutiques dans les JEVI, la problématique se pose de l'identification de la source de contamination attribuable à l'entretien des JEVI. Très peu d'études sont focalisées sur l'impact des traitements JEVI sur les organismes aquatiques. Différente stratégies mises en œuvre dans les travaux scientifiques identifiés par les experts de l'ESCo ont été relevées, comme les observations de l'effet insecticide des gradients d'urbanisation, par exemple en lien avec les rejets de stations d'épuration, ou l'étude des sédiments des cours d'eau urbains. Parmi les usages non agricoles (domestiques, industriels, collectivités…), il reste toutefois difficile d'établir ceux qui relèvent spécifiquement de l'entretien des JEVI. Ces études mettent en évidence la forte pression de contamination aux insecticides pyréthrénoïdes et organochlorés des communautés d'invertébrés inféodés aux sédiments des cours d'eau urbains. Le risque de toxicité aiguë est en outre considéré comme peu probable vis-à-vis des usages résidentiels, mais il est non négligeable dans l'environnement aquatique proche des installations de golfs pour différents fongicides et insecticides (Haith, 2010) (voir section JEVI du Chapitre 10 relatif aux invertébrés aquatiques).

4.2.2. Effets sur les producteurs primaires

En forêt, il est difficile de séparer les effets cibles et non cibles, les herbicides étant utilisés pour favoriser la croissance des résineux vis-à-vis des espèces feuillues. Les études scientifiques citées dans le Chapitre 6 relatif aux producteurs primaires, montrent des effets contrastés des produits phytopharmaceutiques suivant les conditions de réalisation des traitements herbicides. D'une part, certains auteurs indiquent des effets limités sur les fougères et les mousses alors considérés comme espèces non-cibles dans le cadre de la lutte contre les espèces exotiques envahissantes, un effet faible sur les communautés fongiques, mais un effet marqué sur les communautés de bryophytes et de lichens. D'autre part, des études mettent en évidence que l'utilisation d'herbicides, contrairement au désherbage mécanique, ne réduirait pas mais pourrait accroître la variété d'espèces de plantes au niveau du peuplement et du paysage. Le phénomène de substitution de flore est aussi abordé dans la littérature grise comme effet indirect d'un traitement : « ces opérations d'entretien en réduisant la surface

occupée par la ou les plantes contrôlées vont influencer la composition des groupements végétaux qui se reforment en changeant les proportions des espèces dominantes » (Gama, 2006).

Dans les espaces verts, une étude s'est intéressée à une centaine de pelouses parisiennes et au lien entre la biodiversité végétale et différents facteurs, dont les modalités de gestion. Les pelouses avec un accès au public limité et une faible utilisation des pesticides présentaient la plus grande richesse et/ou rareté d'espèces, en particulier les espèces pollinisées par les insectes se trouvaient principalement dans les pelouses privées sans utilisation de pesticides et fermées au public (Politi Bertoncini *et al.*, 2012).

Dans l'ensemble des espaces non-agricoles, la lutte contre les espèces exotiques envahissante peut nécessiter de recourir aux herbicides. Ce mode de gestion est fortement remis en cause du fait de son impact environnemental, en particulier sur les communautés végétales non cibles démontrées par plusieurs études citées dans la partie Producteurs Primaires de l'ESCo.

4.3. La gestion raisonnée des JEVI au service de la biodiversité

L'EFESE s'intéresse, dans le Tableau 18-21, aux impacts croisés du niveau d'entretien de la végétation et de l'utilisation de produits phytopharmaceutiques. Elle met en évidence que la biodiversité est moins riche avec une gestion « classique » qu'avec une gestion « raisonnée », et que l'impact des produits phytopharmaceutiques est d'autant plus fort que le mode de gestion tend déjà par ailleurs à fragiliser la biodiversité. L'acceptation de la flore spontanée en milieu urbain permet par exemple d'améliorer la diversité floristique.

Ainsi, une gestion « classique » sans utiliser les produits phytopharmaceutiques a un impact sur la biodiversité, tandis qu'avec une gestion « différenciée », l'impact est relatif en fonction de chaque espace et du niveau d'entretien qui y est appliqué. Ce constat montre, au-delà de l'abandon des pesticides, l'intérêt d'un changement de pratique pour ne plus impacter mais favoriser la biodiversité.

Tableau 18-21. Impact croisé des pratiques d'entretien de la végétation et de l'application de produits phytosanitaires dans les espaces de nature en ville (Commissariat général au développement durable, 2018b)

	Utilisation de phytosanitaires	Gestion "Zero-phyto"
Gestion "classique" : plusieurs tontes, plantations ornementales, ...	Impact fort : **Gestion "horticole"**	impact moyen
Gestion "raisonnée" : Fauchage raisonné, conservation de zones refuges, ...	impact moyen	Impact relatif : **Gestion "différenciée"**

Le bénéfice de la gestion raisonnée peut s'illustrer par plusieurs exemples sur différents types de JEVI. Concernant les infrastructures routières, il a été prouvé que les espaces enherbés et notamment les dépendances vertes contribuent à favoriser les insectes pollinisateurs. « L'expérimentation menée par le ministère chargé de l'environnement sur les dépendances vertes du réseau routier national pendant trois années a montré l'intérêt de la fauche tardive en faveur des insectes pollinisateurs. En effet, la floraison des plantes, notamment mellifères, offre des ressources alimentaires, en particulier pour les abeilles et les papillons » (Cerema *et al.*, 2018). Partant du constat que les bords de routes sont des milieux assimilables aux prairies de fauche ou de pâturages boisés, qui sont en déclin en Europe, les bords de routes pourraient accueillir les espèces historiquement associées à ces milieux menacés. Dans ce cadre, la Suède a souhaité s'intéresser davantage à la façon dont est affectée la biodiversité des bords de routes par les pratiques de gestion à travers une revue systématique de la littérature permettant de comparer les effets de telle ou telle pratique et de réaliser des recommandations pour les gestionnaires (Bernes *et al.*, 2017).

Concernant la flore des milieux urbains, les observations issues de Vigie-flore ont montré qu'entre 2009 et 2015, le nombre de plantes dans les interstices urbains d'Ile de France a augmenté de 92%. Même s'il n'est pas possible d'affirmer que le niveau de gestion est responsable de cette évolution, l'étude fait l'hypothèse que la végétalisation progressive de ces interstices, pieds d'arbres, murs, toits, et surtout l'arrêt de l'utilisation des pesticides dans de nombreuses collectivités franciliennes a un impact positif sur la diversité floristique (Natureparif, 2016).

Du côté des espaces verts, l'observatoire Propage, s'adresse aux gestionnaires et consiste à réaliser des relevés de papillons de jour, groupe particulièrement sensible aux perturbations. Au bilan 2020, il apparaît que les friches et les prairies sont les milieux où l'on observe le plus de papillons avec la plus grande diversité d'espèces (Martin et Daubercies, 2020). De plus, une étude a consisté à mettre en place le Propage dans la ville de Grenoble sur les espaces verts, friches et cimetières afin d'observer les corrélations entre les pratiques de gestion et la présence des rhopalocères. Les résultats ont permis de mettre en évidence l'intérêt de la gestion différenciée des espaces verts en faveur de la diversité et de l'abondance de ce groupe. Elle a également mis en lumière qu'en l'absence de traitements phytosanitaires dans les cimetières, ces espaces accueillent une population de rhopalocères intéressante et complémentaire de celle des parcs et jardins (Geoffroy *et al.*, 2020). Enfin, on observe les bénéfices d'une gestion raisonnée sur les papillons dans les jardins de particuliers (Figure 18-20). En effet, à partir des données issues de l'observatoire de la biodiversité au jardin lancé en 2006 par Noé Conservation et le MNHN, il a été mis en évidence que l'abondance de papillons et de gastéropodes augmente dès lors que l'indice de naturalité augmente (Figure 18-21). Cet indice de naturalité est basé sur la présence de végétation spontanée (ortie, lierre, ronce), et d'un espace laissé libre ou en friche.

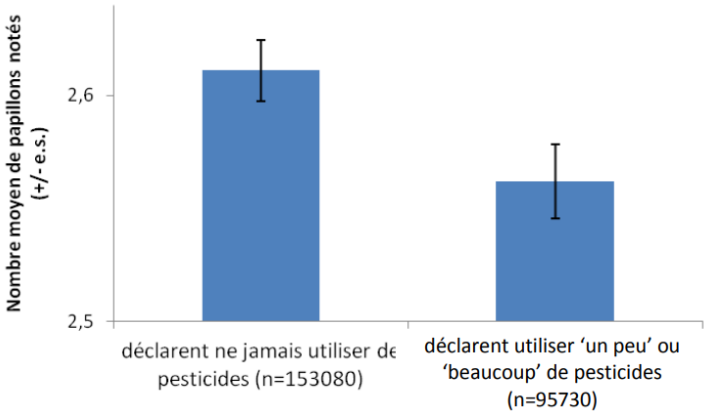


Figure 18-20. Relation entre les déclarations d'usage de pesticides et la quantité moyenne de papillons par relevé notés par les participants à l'Observatoire des jardins

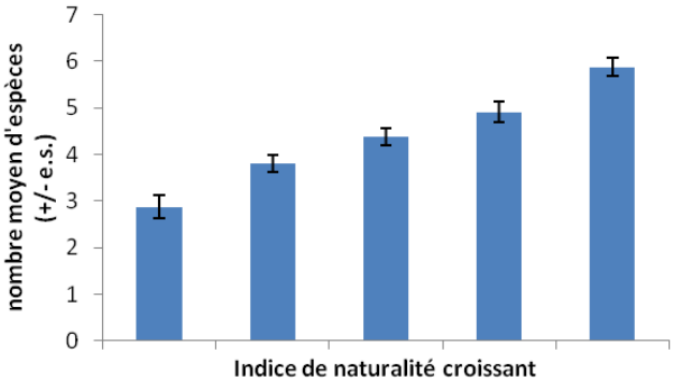


Figure 18-21. Variation du nombre moyen d'espèce de gastéropodes selon l'indice de naturalité du jardin basé sur la présence de plantes (ortie, lierre, ronce) et d'un espace laissé libre ou en friche (Natureparif, 2011)

Les cimetières, espaces jusqu'alors exemptés de restrictions pour les usages de produits phytopharmaceutiques, font actuellement l'objet d'une étude nommée « Cimetières vivants » lancée par l'Agence Régionale de la Biodiversité (ARB) en 2020. Ce projet répond à un double objectif, celui d'améliorer la connaissance de la biodiversité d'un échantillon de 45 cimetières franciliens d'une part, et d'accompagner la transition des pratiques de gestion vers le zéro phyto d'autre part. L'échantillon étudié est composé à parts égales de cimetières faisant l'objet d'un désherbage chimique, d'un désherbage non-chimique et d'aucun désherbage, ceci dans l'objectif de comparer les données naturalistes collectées selon les niveaux d'entretien. Cette étude aura la particularité de

s'intéresser à la flore spontanée, aux pollinisateurs sauvages, aux micromammifères et aux chauves-souris en mobilisant différents programmes de sciences participatives comme Sauvages de ma rue, Vigie-Flore, Vigie-Chiro[43].

En 2011, l'Office pour la Protection des Insectes et leur Environnement (OPIE) a réalisé une étude sur l'aire géographique du Syndicat Mixte des Etangs Littoraux (zone littorale du Département de l'Hérault). 3 groupes taxonomiques ont été étudiés : les Odonates, Orthoptères et Lépidoptères Rhopalocères. Dans ce cadre, 30 stations ont été observées comprenant plusieurs faciès d'espaces verts : parcs avec pelouse ; friches de bord de route ; espaces verts avec pelouse ; voiries avec espaces verts. Parmi l'ensemble de ces espaces, on distinguait 7 habitats terrestres selon la nomenclature Corine Biotope. Les résultats de l'étude permettent d'affirmer que l'application d'herbicides a un effet négatif sur l'abondance et sur la richesse spécifique. C'est un effet significatif mais il ne peut être pris isolément car la qualité des peuplements d'insectes dépend de l'interaction entre l'habitat, les paramètres environnementaux et la gestion (Jaulin et Louboutin, 2013).

Pour finir, Marshall *et al.* (2015) ont suivi l'évolution des communautés d'arthropodes au cours de la conversion de pelouses de campus universitaires et de golfs vers une gestion biologique. Cette conversion s'accompagne d'une amélioration des nutriments du sol qui favorise un meilleur développement racinaire, une augmentation des arthropodes non cibles via un effet indirect sur la diversité végétale. De plus, la présence de bandes fleuries augmente la diversité végétale dans l'environnement proche des pelouses et favorise une augmentation significative des insectes prédateurs et des parasitoïde.

4.4. La biodiversité comme solution alternative

La végétation indésirable peut affecter la géométrie des rails et la surveillance des éléments de la voie si elle dépasse 10 cm, ce qui constitue une menace pour la sécurité des personnes. Sur les voies de service à faible circulation, les arbustes se multiplient et les produits phytopharmaceutiques sont parfois inefficaces pour les éradiquer. Pour cette raison, la SNCF mène des expérimentations afin de tester l'ensemencement choisi. Il s'agit d'implanter un mélange d'espèces végétales qui soient compatibles avec les contraintes de sécurité, et qui viennent concurrencer la végétation en place. L'objectif à terme serait de déployer cette solution innovante au niveau national, soit 12 000 km de voies de service. La thèse de Muriel Ehmig est en cours sur le sujet « Maitrise de la végétation dans un environnement ferroviaire : ensemencement choisi des voies de services et pistes comme une alternative à l'emploi du glyphosate »[44].

Sur les 529 postes électriques dont il est propriétaire (soit 1 473 ha), Réseau de transport d'électricité (RTE) a recours au désherbage chimique. Au titre d'une démarche volontariste dans le cadre du plan Ecophyto, RTE a cependant déjà réduit son utilisation de produits phytopharmaceutiques sur les postes électriques qui le permettaient. Ainsi, 71 sites de moins de 5 000 m² sont en zéro-phyto. Sur les autres sites, où l'entretien mécanique ou manuel est inadapté, RTE envisage l'ensemencement choisi sur 80% des sites et un paillage minéral sur les 20% restant (Ménoret *et al.*, 2019).

4.5. Conclusion

La connaissance approfondie de la biodiversité dans les JEVI et forêts est souvent le fruit d'une action multipartenariale. En effet, les acteurs susceptibles d'intervenir sur la connaissance et le suivi de la biodiversité dans les espaces non agricoles sont nombreux : associations naturalistes (OPIE, FREDON, LPO, CEN etc.), agences publiques françaises (ONF, MNHN, OFB, etc…), gestionnaires des infrastructures linéaires (CILB). Cela reflète une grande hétérogénéité des données disponibles pour les JEVI. Alors que l'état initial de la biodiversité dite « exceptionnelle » issu des inventaires réalisés dans le cadre de Natura 2000 ou encore des ZNIEFF permet

[43] Jonathan Flandin, « Étude "Cimetières vivants" », 9 juin 2020, https://www.arb-idf.fr/article/lancement-de-letude-cimetieres-vivants/ [Consulté le 15/11/2021].
[44] http://www.theses.fr/s212093

de suivre l'évolution de ces écosystèmes, la connaissance de la biodiversité « ordinaire » principalement rencontrée dans les JEVI reste encore incomplète et inégale selon les régions. Cela s'explique notamment par le caractère volontariste des inventaires naturalistes : Atlas de la biodiversité communale, labels, etc, sont tant de démarches dépendantes de l'intérêt porté par les acteurs à cette thématique.

Les sciences participatives (Sauvages de ma rue, Florilèges, Propage, observatoires des bourdons et des papillons) sont des outils de plus en plus utilisés dans les espaces non agricoles. Au-delà de participer à l'amélioration de la connaissance sur la biodiversité des JEVI, ces données ont été mobilisées dans certaines publications scientifiques (par Audrey Muratet pour les jardins privés par exemple), ou encore dans des études sectorisées (étude « Cimetières Vivants » de l'ARB Ile de France) dans le but d'établir des corrélations entre changement de pratique de gestion et biodiversité. Des indicateurs issus de l'Observatoire National de la Biodiversité s'intéressent aux milieux urbains et forestiers : l'évolution des populations d'oiseaux communs spécialistes et l'abondance des vers de terre. En 30 ans, l'abondance d'oiseaux communs spécialistes des milieux bâtis a diminué de 29%, mais cette observation ne peut être directement corrélée à l'usage des pesticides. Le rapport EFESE évoque également des indicateurs tels que le « City Biodiversity Index » (CBI), indice de biodiversité urbaine. Celui-ci intègre dans son évaluation l'existence ou non d'un plan de gestion en faveur de la biodiversité dans la ville étudiée, mais l'absence de recours aux pesticides n'est pas l'unique paramètre de calcul. Evaluer l'état de la biodiversité des JEVI reste donc difficile au regard de la complexité des systèmes écologiques et de la connaissance scientifique incomplète de ceux-ci.

L'étude des effets des produits phytopharmaceutiques utilisés pour l'entretien des JEVI et forêt sur la biodiversité est un point sur lequel règne beaucoup d'incertitudes. Cela est en partie lié à l'impossibilité d'attribuer la contamination à une application dans un contexte plutôt qu'un autre, la plupart des substances utilisées étant employées à la fois en usages agricoles et en usages JEVI. Les effets sont donc généralement observés par la mise en évidence de corrélations entre les usages de pesticides et certains paramètres comme l'abondance ou la diversité spécifique. De plus, les effets sont à nuancer selon le contexte puisqu'une substance a priori toxique pour une espèce en situation expérimentale, pourrait ne pas l'impacter in situ (ex : phénomène d'adsorption du glyphosate en milieu forestier, Gama (2006)), et inversement pour une espèce tolérante au PPP en laboratoire qui serait pourtant impactée par le changement de structure d'un peuplement provoqué par ce même PPP.

D'une manière générale, il apparaît que la réduction ou l'abandon des produits phytopharmaceutiques dans l'entretien des JEVI et forêts s'accompagne de la mise en place d'une gestion écologique favorable à la biodiversité. En effet, il a été mis en avant que les produits de synthèse aujourd'hui interdits dans les JEVI, ne sont pas remplacés par les produits de biocontrôle qui s'avèrent être principalement utilisés en agriculture (excepté pour la SNCF qui a un objectif de zéro végétation sur les voies et pistes). Les solutions alternatives au désherbage chimique amènent les gestionnaires à repenser leurs espaces pour accueillir la flore spontanée, vecteur d'amélioration de la biodiversité, comme l'ont montré les études du CEREMA sur la fauche des dépendances vertes, ou encore l'ensemencement choisi qui évite la prolifération des Espèces Exotiques Envahissantes.

Références bibliographiques

Aasqa Occitanie, 2020. *Bilan du suivi effectué sur neuf sites en 2018-19*. https://www.atmo-occitanie.org/sites/default/files/publications/2020-11/ETU-2020-142%20Phytos%20Occitanie%202018%202019_0.pdf

Albers, C.N.; Jacobsen, O.S.; Bester, K.; Jacobsen, C.S.; Carvalho, P.N., 2020. Leaching of herbicidal residues from gravel surfaces - A lysimeter-based study comparing gravels with agricultural topsoil. *Environmental Pollution*, 266: 9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115225

Anses, 2020. *Rapport d'évaluation comparative: cas des produits à base de glyphosate. Examen des alternatives en forêt*. Paris: ANSES, 14 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/Rapport-foret-glyphosate.pdf

Armand, F., 1989. Les jardins privés familiaux. *Bulletin de l'association de géographes français*, 3 (juin): 193-198. http://dx.doi.org/10.3406/bagf.1989.1480

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p. http://dx.doi.org/10.15454/b928-4e37

Baris, R.D.; Cohen, S.Z.; Barnes, N.L.; Lam, J.; Ma, Q.L., 2010. Quantitative analysis of over 20 years of golf course monitoring studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (6): 1224-1236. https://doi.org/10.1002/etc.185

Becouze-Lareure, C.; Dembele, A.; Coquery, M.; Cren-Olive, C.; Bertrand-Krajewski, J.L., 2019. Assessment of 34 dissolved and particulate organic and metallic micropollutants discharged at the outlet of two contrasted urban catchments. *Science of the Total Environment*, 651: 1810-1818. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.042

Bernes, C.; Bullock, J.M.; Jakobsson, S.; Rundlof, M.; Verheyen, K.; Lindborg, R., 2017. How are biodiversity and dispersal of species affected by the management of roadsides? A systematic map. *Environmental Evidence*, 6 (1): 16. http://dx.doi.org/10.1186/s13750-017-0103-1

Blanchoud, H.; Andreassian, V.; Ansard, P.; Mouchel, J.M.; Fauchon, N.; Billen, G.; Chevreuil, M., 2002. *Utilisation et transfert de pesticides dans le bassin versant de la Marne* Paris: Piren Seine, 30 p. https://www.piren-seine.fr/sites/default/files/piren_documents/les_archives/03_utilisation_et_transfert_de_pesticides_dans_le_bassin_versant_de_la_marne.pdf

Blanchoud, H.; Farrugia, F.; Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55 (6): 905-913. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061

Blanchoud, H.; Moreau-Guigon, E.; Farrugia, F.; Chevreuil, M.; Mouchel, J.M., 2007. Contribution by urban and agricultural pesticide uses to water contamination at the scale of the Marne watershed. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 168-179. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.12.009

Botta, F., 2009. *Contamination des eaux de surface du bassin versant de l'Orge par les pesticides : étude de la contribution des rejets urbains et des apports agricoles*. Doctorat (EHESS : Systèmes intégrés, Environnement et Biodiversit). EHESS;UPMC, Paris. 249 p. http://piren16.metis.upmc.fr/files/Th%C3%A8se_Fabrizio_Botta_2009.pdf_.pdf

Boulet, A., 2005. *Lutte contre la pollution des eaux par les pesticides utilisés en zones non agricoles: analyse et synthèse des actions engagées et recommandations*. Mémoire DAA (Sciences de la vie). Institut National Agronomique de Paris, 131 p.

Bressan, Y.; Michelot , J.L.; Simon, L., 2006. *Délimitation de l'espace fonctionnel par fonction et par type de zones hmuides du bassin Rhône-Méditérrannée Rapport annexe. Les fonctions des zones humides : Synthèse bibliographique »*. Vienne;Lyon: Ecosphère & Agence de l'eau Rhône-Méditerranée Corse 130 p.

Cerema, 2020. *Catalogue des indicateurs de biodiversité des Observatoires de biodiversité*, 632 p. http://www.cerema.fr/system/files/documents/2020/07/catalogue_indicateurs_rnob.pdf

Cerema; Fournier, F.; Koesten, J., 2018. *La gestion différenciée des dépendances vertes - Phase 1 : état des lieux et mise en évidence de perspectives relatives à la gestion différenciée des dépendances vertes des infrastructures de transport*. Paris: CEREMA, 67 p. https://ensemble77.fr/images/outils/DD/Biodiversite/Gestion_differenciee_dependances_vertes.pdf

Commissariat général au développement durable, 2018a. *Les écosystèmes forestiers - Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*. Paris: CGDD, 449 p. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/efese_ecosystemes_forestiers_cle5a811a.pdf

Commissariat général au développement durable, 2018b. *Les écosystèmes urbains - Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*. Paris: CGDD, 887 p. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/efese_ecosystemes_urbains_cle2e6fdf.pdf

Commission européenne, 2009. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable. *JOUE, L 309, 71-86*. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2009:309:0071:0086:fr:PDF

Crepepp Pays de la Loire, 2013. Plan de désherbage communa: cahier des charges version 2013. 25 p. https://draaf.pays-de-la-loire.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/CC_Plan_de_Desherbage_Communal_v2013_cle412c11.pdf

Desert, M.; Ravier, S.; Gille, G.; Quinapallo, A.; Armengaud, A.; Pochet, G.; Savelli, J.L.; Wortham, H.; Quivet, E., 2018. Spatial and temporal distribution of current-use pesticides in ambient air of Provence-Alpes-COte-d'Azur Region and Corsica, France. *Atmospheric Environment*, 192: 241-256. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.054

DRIEE, 2016. Etat de la contamination des eaux superficielles par les pesticides en région Ile-de-France : Résultat des campagnes 2012 et 2013 et évolution historique. *Info'Phytos*, 9. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/InfoPhytos_9_cle796b13.pdf

Ecophyto ZNA, 2014. *Compamed ZNA (Comparaison des méthodes de désherbage en Zones non agricole) : ACV comparative des techniques de désherbage en ZNA. Synthèse*, 127 p. http://www.compamed.fr/wp-contenu/uploads/compamed-301a-ACV-comparative-synthese_V3.pdf

Edater, 2016. *Evaluation environnementale stratégique (EES) du Programme National de la Forêt et du Bois (PNFB) 2016-2026 (PNFB). Déclaration environnementale*. Paris: Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, 13 p. https://agriculture.gouv.fr/telecharger/83849?token=4bf4f7c0c3d84e9a1a395dd27380e90c5a965a12c0e10aa99f48952a85555a75

FAO, 2006. *Evaluation des ressources forestières mondiales 2005 : progrès vers la gestion forestière durable*. Rome: FAO (*Etude FAO Forêts, 147*), 320 p. https://www.fao.org/3/a-a0400f.pdf

Fédération Française de Golf, 2016. *Enquête nationale Ecophyto auprès des golfs français*, 28 p. https://media.areyounet.com/media/4226/223293_f_file_big.pdf

Flandin, J., 2015. *Guide de conception et de gestion écologique des cimetières*: Natureparif, 76 p. https://www.actu-environnement.com/media/pdf/news-24009-guide-gestion-ecologique-cimetieres.pdf

Flandin, J., 2019. Objectif "zéro pesticide" en Île-de-France : Les communes franciliennes prennent de l'avance. https://www.arb-idf.fr/article/objectif-zero-pesticide-en-ile-de-france-les-communes-franciliennes-prennent-de-lavance/

Fugit, J.L.; Moreau, J.B., 2020. *Rapport d'information déposé en application de l'article 145 du Règlement par la mission d'information commune sur le suivi de la stratégie de sortie du glyphosate*. Paris: Assemblée nationale, n°3696, 93 p. https://www2.assemblee-nationale.fr/static/15/pdf/rapport/i3696.pdf

Gama, A., 2006. *Utilisation des herbicides en forêt et gestion durable*. Versailles: Quae (Guide pratique), 320 p.

Gasperi, J.; Sebastian, C.; Ruban, V.; Delamain, M.; Percot, S.; Wiest, L.; Mirande, C.; Caupos, E.; Demare, D.; Kessoo, M.D.; Saad, M.; Schwartz, J.J.; Dubois, P.; Fratta, C.; Wolff, H.; Moilleron, R.; Chebbo, G.; Cren, C.; Millet, M.; Barraud, S.; Gromaire, M.C., 2014. Micropollutants in urban stormwater: occurrence, concentrations, and atmospheric contributions for a wide range of contaminants in three French catchments. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (8): 5267-5281. https://doi.org/10.1007/s11356-013-2396-0

Geoffroy, D.; Fontaine, B.; Besnard, A., 2020. Quelle biodiversité urbaine est observée sur les espaces verts, les friches et les cimetières ? Une illustration à Grenoble. *Naturae*, 10 (16 octobre): 151-163. https://sciencepress.mnhn.fr/sites/default/files/articles/pdf/naturae2020a10_0.pdf

Guérin, M.; Gutleben, C.; Daniel, H., 2009. Les espaces sablés non désherbés en ville : impact des pratiques, des caractéristiques du site et de l'environnement sur la flore spontanée. *AFPP - Deuxième conférence sur les zones non agricoles*. Chilhac (FRA), France. 2009-10-28, Non paginé.

Guérin, M.; Hédon, M., 2019. *Plantes envahissantes : pratiques des gestionnaires d'espaces verts - Recueil d'expériences*. Angers: Plante & Cité, 56 p.

Guinaudeau, C.; Bensaoud, A.; Bonnardot, A.; Boutaud, J.; Chaber, C.; de la Chapelle, E.; Fullenwarth, E.; Jancel, R.; Jullien, J.; Marchand, T.; Schlumberger, S.; Serin, P., 2004. *Guide pratique des parcs et jardins des villes et villages*. Paris: ETI Construction.

Haith, D.A., 2010. Ecological Risk Assessment of Pesticide Runoff from Grass Surfaces. *Environmental Science & Technology*, 44 (16): 6496-6502. http://dx.doi.org/10.1021/es101636y

Hollis, J.; Ramwell, C.T.; Holman, I.P.; Whelan, M.J., 2017. *HardSPEC: A first-tier model for estimating surface- and ground-water exposure resulting from herbicides applied to hard surfaces: updated technical guidance on model principles and application for version 1.4.3.2. Report to the Chemicals Regulation Division of the HSE*, 121 pp + 3 Appendices.

Hutinet, L.; Flandin, J.; Lecuir, G.; Millès, M., 2011. *L'objectif Zéro Pesticides et les espaces à contraintes*: Natureparif, 48 p. https://www.ecophyto-pro.fr/data/rencontre_natureparif_zeropesticide_23mars2011_bd.pdf

IGN, 2020. *Le mémento inventaire forestier : édition 2020*. Saint-Mandé: Institut national de l'information géographique et forestière, 33 p. https://inventaire-forestier.ign.fr/IMG/pdf/memento_2020.pdf

Jaulin, S.; Louboutin, B., 2013. *Etude des Insectes des espaces verts 2011-2012 dans le cadre du programme « Vert Demain »*. Montferrier/Lez: Opie, (Rapport d'étude de l'Opie), 134 p.

Joimel, S.; Cortet, J.; Consales, J.N.; Branchu, P.; Haudin, C.S.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2021. Contribution of chemical inputs on the trace elements concentrations of surface soils in urban allotment gardens. *Journal of Soils and Sediments*, 21 (1): 328-337. https://doi.org/10.1007/s11368-020-02784-z

Kanzari, F.; Syakti, A.D.; Asia, L.; Malleret, L.; Piram, A.; Mille, G.; Doumenq, P., 2014. Distributions and sources of persistent organic pollutants (aliphatic hydrocarbons, PAHs, PCBs and pesticides) in surface sediments of an industrialized urban river (Huveaune), France. *Science of the Total Environment*, 478: 141-151. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.01.065

Laïlle, P.; Provendier, D.; Gutleben, C.; Rimbault, L., 2012. *Compamed ZNA - Observatoire national des pratiques de désherbage en zones non agricoles*: Plante & cité, 120 p. https://www.compamed.fr/wp-contenu/uploads/compamed-202a-observatoire-2013-10-18.pdf

Larramendy, S.; Gutleben, C.; Laïlle, P., 2017. *Paysages et entretien des cimetières - Recueil de fiches repères et actions pour la réhabilitation écologique et paysagère des cimetières*. Angers: Plante & Cité, 92 p. https://www.plante-et-cite.fr/files/ressource/file:1154

LCSQA, 2020. *Résultats de la Campagne Nationale Exploratoire de mesure des résidus de Pesticides dans l'air ambiant (2018-2019)*: INERIS, (DRC-20-172794-02007C), 535p.

Luo, Y.Z.; Spurlock, F.; Jiang, W.Y.; Jorgenson, B.C.; Young, T.M.; Gan, J.; Gill, S.; Goh, K.S., 2013. Pesticide washoff from concrete surfaces: Literature review and a new modeling approach. *Water Research*, 47 (9): 3163-3172. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.03.032

Marshall, S.; Orr, D.; Bradley, L.; Moorman, C., 2015. A Review of Organic Lawn Care Practices and Policies in North America and the Implications of Lawn Plant Diversity and Insect Pest Management. *HortTechnology*, 25 (4): 437-446. https://journals.ashs.org/view/journals/horttech/25/4/article-p437.xml

Martin, G.; Daubercies, A., 2020. *Propage : bilan 2020*. Paris: MNHN / Vigie-Nature - Noé, 13 p. http://www.vigienature.fr/sites/vigienature/files/atoms/files/bilan_propage_2020_vf.pdf

Ménoret, B.; Dufour, A.; Larguier, M., 2019. *Identification des alternatives au glyphosate pour les usages non agricoles*. Paris: CGEDD;CGAAER, 133 p. https://agriculture.gouv.fr/telecharger/126497?token=e282433a5881dafe9023981f5ed0375fd35b0d88771f33ce41efae0afe855ca4

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation, 2020. *Note de suivi 2018-2019 du plan Ecophyto*, 52 p. http://ecophytopic.fr/sites/default/files/2020-02/ecophyto-note-de-suivi-2018-2019-vdef-compresse.pdf

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation; Direction générale de l'alimentation, 2020. Surveillance officielle des organismes nuisibles réglementés ou émergents. *Instruction technique DGAL/SDQSPV/2020-316 27/05/2020, 114 p.* https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2020-316/telechargement

Ministère de l'agriculture et de l'alimentation; Direction générale de l'alimentation, 2021. Catalogue national des produits phytopharmaceutiques. *Instruction technique DGAL/SDQSPV/2021-278 12/04/20210, 502 p.* https://info.agriculture.gouv.fr/gedei/site/bo-agri/instruction-2021-278/telechargement

Mtes; Maa, 2010. Accord-cadre relatif à l'usage professionnel des pesticides en zones non agricoles. https://draaf.bourgogne-franche-comte.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Accord_cadre_usage_professionnel_des_pesticides_ZNA__cle03aa37.pdf

Mtes; Maa; Ministre des Solidarités et de la Santé, 2019. Note technique du 19/06/19 relative à la déclinaison régionale du plan Ecophyto II+. https://www.legifrance.gouv.fr/circulaire/id/44764

Muratet, A.; Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0006320714004704

Nature France, 2020. Évolution des populations d'oiseaux communs spécialistes. *Le service public d'information sur la biodiversité*. https://naturefrance.fr/indicateurs/evolution-des-populations-doiseaux-communs-specialistes

Natureparif, 2011. 2011 : Biodiversité en Île-de-France, Etat de santé et résilience. Dossier de presse. 16 p. https://www.arb-idf.fr/fileadmin/DataStorage/user_upload/dossierdepresse_indicateurs2011_1.pdf.

Natureparif, 2016. Etat de santé de la biodiversité en Ile de France. Apport du programme de sciences participatives Vigie-Nature. Dossier de presse. 22 p. https://www.arb-idf.fr/nos-travaux/publications/etat-de-sante-de-la-biodiversite-en-ile-de-france-2016/.

Nelieu, S.; Lamy, I.; Karolak, S.; Delarue, G.; Crouzet, O.; Barraud, C.; Bimbot, M.; Allaoui, F.; Hanot, C.; Delorme, A.; Levi, Y.; Hulot, F.D.; Baudry, E., 2021. Impact of peri-urban landscape on the organic and mineral contamination of pond waters and related risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 59256-59267. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10355-5

Neyroumande, E.; Vallauri, D., 2011. *Regards sur la politique des forêts en France*. Paris: WWF France, 40 p. https://www.wwf.fr/sites/default/files/doc-2017-07/11_rapport_politique_des_forets_en_France.pdf

Nivet, C.; Bonhême, I.; Peyron, J., 2012. *Les indicateurs de biodiversité forestière. SYnthèse des réflexions issues u programme de recherche "Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques"*. Paris: MEDDE, Gip Ecofor, GIP Ecofor, MEDDE, Paris, France, 144 p. http://www.gip-ecofor.org/les-indicateurs-de-biodiversite-forestiere-synthese-des-reflexions-issues-du-programme-de-recherche-biodiversite-gestion-forestiere-et-politiques-publiques/

Normandin, É.; Vereecken, N.J.; Buddle, C.M.; Fournier, V., 2017. Taxonomic and functional trait diversity of wild bees in different urban settings. *PeerJ*, 5: e3051. https://peerj.com/articles/3051

Parlement européen, 2014. Règlement (UE) n°1143/2014 du Parlement européen et du Conseil du 22 octobre 2014 relatif à la prévention et à la gestion de l'introduction et de la propagation des espèces exotiques envahissantes. *OJ L 317, 4.11.2014, p. 35–55.* 50. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32014R1143

Piacente, J.N.; Milanovich, J.R.; Berg, M.B.; Hoellein, T.J.; Munoz, A.G.; Cann, A.A.; Lentini, I.S., 2020. Characterizing lentic habitats in golf courses and adjacent green spaces: water quality, water chemistry, pesticide concentrations, and algal concentrations. *Journal of Freshwater Ecology*, 35 (1): 507-522. https://doi.org/10.1080/02705060.2020.1853622

Plante & Cité, 2011. *Pratiques de désherbage en zones non agricoles*, 90 p. https://www.compamed.fr/wp-contenu/uploads/compamed-201a-enquete-2014-02-05.pdf

Politi Bertoncini, A.; Machon, N.; Pavoine, S.; Muratet, A., 2012. Local gardening practices shape urban lawn floristic communities. *Landscape and Urban Planning*, 105 (1-2): 53-61. https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0169204611003392

République française, 1973. Circulaire du 8 février 1973 du Ministre délégué auprès du Premier ministre chargé de la protection de la nature et de l'environement, relative à la politique d'espaces verts. *JO du 22/2/1973, p. 1974-1979*. https://www.portedenbas.org/IMG/pdf/note_espaces_verts_circulaire_1973.pdf

République française, 2000. Arrêté du 31 juillet 2000 établissant la liste des organismes nuisibles aux végétaux, produits végétaux et autres objets soumis à des mesures de lutte obligatoire. *JORF n°201 du 31 août 2000*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000584174

République française, 2011. Arrêté du 27 juin 2011 relatif à l'interdiction d'utilisation de certains produits mentionnés à l'article L. 253-1 du code rural et de la pêche maritime dans des lieux fréquentés par le grand public ou des groupes de personnes vulnérables. *JORF n°0173 du 28 juillet 2011*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000024404204/

République française, 2014. Loi n°2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national. *JORF n°0033 du 8 février 2014*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028571536/

République française, 2015. Loi n°2015-992 du 17 août 2015 relative à la transition énergétique pour la croissance verte (1). *JORF n°0189 du 18 août 2015*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000031044385/

République française, 2021. Arrêté du 15 janvier 2021 relatif aux mesures de protection des personnes lors de l'utilisation de produits phytopharmaceutiques dans les propriétés privées, les lieux fréquentés par le public et dans les lieux à usage collectif et modifiant l'arrêté du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques et de leurs adjuvants visés à l'article L. 253-1 du code rural et de la pêche maritime. *JORF n°0018 du 21 janvier 2021*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000043023130

Rosenbaum, R.K.; Bachmann, T.M.; Gold, L.S.; Huijbregts, M.A.; Jolliet, O.; Juraske, R.; Koehler, A.; Larsen, H.F.; MacLeod, M.; Margni, M., 2008. USEtox—the UNEP-SETAC toxicity model: recommended characterisation factors for human toxicity and freshwater ecotoxicity in life cycle impact assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13 (7): 532-546. https://www.osti.gov/servlets/purl/971639

Selmi, W., 2016. *Evaluation des services écosystémiques rendus par les arbres urbains. Etude de l'effet des arbres sur l'environnement urbain. Résultats de l'application du modèle i-Tree Eco à la ville de Strasbourg*. Strasbourg: Laboratoire Image, Ville, Environnement, 24 p. https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01282978/document.

SNCF Réseau, 2019. *La maîtrise de la végétation sur les voies et aux abords des voies : une gestion raisonnée*, 12 p. https://www.sncf-reseau.com/sites/default/files/2019-12/Fiche%20r%C3%A9flexe%20maitrise%20v%C3%A9g%C3%A9tation%202019-.pdf

Souiller, C.; Coquet, Y.; Pot, V.; Benoit, P.; Réal, B.; Margoum, C.; Laillet, B.; Labat, C.; Vachier, P.; Dutertre, A., 2002. Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Première partie : Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé ; mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie. *Etude et Gestion des Sols*, 9 (4): 269-285.

Stephan, G.; Mascarau, G., 2008. *Les collectivités et l'éco-responsabilité*: Association des Maires de France, Les Cahiers du réseau, n°8, 103 p. https://www.amf.asso.fr/m/document/fichier.php?FTP=AMF_20081118_Guide_Eco_responsable.pdf&id=8432

Unep, 2020. Guide Zéro Phyto - Retour d'expériences d'entrepreneurs du paysage engagés. 17 p. https://www.lesentreprisesdupaysage.fr/content/uploads/2020/07/guide-zero-phyto-juillet-2020.pdf

Villemey, A.; Jeusset, A.; Vargac, M.; Bertheau, Y.; Coulon, A.; Touroult, J.; Vanpeene, S.; Castagneyrol, B.; Jactel, H.; Witte, I.; Deniaud, N.; Flamerie De Lachapelle, F.; Jaslier, E.; Roy, V.; Guinard, E.; Le Mitouard, E.; Rauel, V.; Sordello, R., 2018. Can linear transportation infrastructure verges constitute a habitat and/or a corridor for insects in temperate landscapes? A systematic review. *Environmental Evidence*, 7 (1): 5. https://environmentalevidencejournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13750-018-0117-3

Wang, S.R.; Salamova, A.; Venier, M., 2021. Occurrence, Spatial, and Seasonal Variations, and Gas-Particle Partitioning of Atmospheric Current-Use Pesticides (CUPs) in the Great Lakes Basin. *Environmental Science & Technology*, 55 (6): 3539-3548. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c06470

Wiest, L.; Baudot, R.; Lafay, F.; Bonjour, E.; Becouze-Lareure, C.; Aubin, J.B.; Jame, P.; Barraud, S.; Kouyi, G.L.; Sebastian, C.; Vulliet, E., 2018. Priority substances in accumulated sediments in a stormwater detention basin from an industrial area. *Environmental Pollution*, 243: 1669-1678. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.09.138

Zadjian, E., 2004. *Nuisances des mauvaises herbes et propositions de seuils d'intervention pour le désherbage en zone urbaine*. Mémoire DAA (Protection des plantes et environnement). ENSA-M, ENSA-R, INA-PG, 50 p. https://www.adalia.be/sites/default/files/media/resources/2004-SeuiletNuissance-desherbage_EZadjian.pdf

Zdanevitch, I.; Lencauchez, J.; Duffo, L.; Pineau, C.; Andre, L.; Ribeiro, T., 2018. *CARMEN - CARactérisation des HAP et des métaux dans les herbages fauchés en bord de routes pour la MEthanisatioN*. Angers: Ademe, (INERIS : DRC-18-152854-04979C), 138 p. https://librairie.ademe.fr/cadic/2697/carmen-caracterisation-hap-metaux-herbages-methanisation-2018.pdf

Zgheib, S.; Moilleron, R.; Chebbo, G., 2008. Screening of priority pollutants in urban stormwater: innovative methodology. *9th International Conference on Modelling, Monitoring and Management of Water Pollution*. Univ Alicante, Alicante, SPAIN: 2008. Wit Press, 235. https://doi.org/10.2495/wp080231

Annexe de la Partie II

La méthode PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*), un outil complémentaire pour l'évaluation du risque et le biomonitoring des produits phytopharmaceutiques vis-à-vis des biodiversités microbiennes ?

Auteurs : Annette Bérard (coordinatrice), Joan Artigas, Christophe Leboulanger, Soizic Morin, Christian Mougin, Stéphane Pesce, Sabine Stachowski-Haberkorn

Introduction

La méthode PICT *(Pollution-Induced Community Tolerance*) proposée par Blanck *et al.* (1988) est basée sur l'hypothèse qu'une communauté biologique préalablement soumise à la pression d'un toxique dans son environnement, sera plus tolérante à celui-ci. Une communauté biologique regroupe différents « composants », génotypes ou phénotypes, ayant une sensibilité différente vis-à-vis du toxique étudié. L'augmentation de la tolérance de la communauté résulte de plusieurs phénomènes induits par son exposition, dont l'adaptation et/ou l'acclimatation des populations, et/ou des changements dans la composition des espèces. Les organismes les plus sensibles, exposés au toxique à une concentration et pendant une durée suffisantes, sont directement éliminés ou ne sont plus concurrentiels et sont remplacés par des organismes plus tolérants, provoquant ainsi une succession induite par le toxique (TIS) (Blanck, 2002). La structure des peuplements est alors modifiée, et la communauté qui en résulte présente une tolérance supérieure au toxique, en comparaison à une communauté semblable mais n'ayant pas été préalablement exposée (témoin correspondant à la « ligne de base » de tolérance du milieu).

Concrètement, si l'on a le moyen de mesurer la sensibilité de cette communauté (préalablement exposée au toxique) à ce toxique, celle-ci devrait avoir une sensibilité moindre que celle attendue (i.e. celle des témoins). L'analyse de la diversité au sein de la communauté doit également montrer des modifications, pouvant conduire jusqu'à la disparition des taxons les plus sensibles.

Outre les intérêts de cette méthode pour étudier les processus écologiques et physiologiques de sélection et d'adaptation vis-à-vis d'un toxique, elle présente un atout fort pour l'évaluation du risque écotoxicologique a priori et a posteriori : la mise en évidence de la relation de cause à effet entre l'exposition d'un contaminant dans le milieu (qu'il soit *in situ* ou dans le cadre d'expérimentations contrôlées) et les effets sur la communauté, intégrant la complexité structurelle et fonctionnelle du système étudié (Tlili *et al.*, 2016).

Le PICT tient compte de la diversité à travers les différences de sensibilité des espèces et les interactions interspécifiques au sein de la communauté, alors que celles-ci ne sont pas prises en compte dans les tests monospécifiques (McClellan *et al.*, 2008).

Le principe du PICT est d'échantillonner une communauté préalablement exposée à un toxique de manière chronique *in situ* ou expérimentalement (phase de sélection), et de l'exposer à ce même toxique dans le cadre d'un bioessai contrôlé, afin d'en mesurer la sensibilité (courbe dose-réponse, CE50…), et de la comparer à celle d'une communauté comparable issue d'un milieu non contaminé considéré comme témoin (phase de détection). Parallèlement à ces mesures de sensibilité, les communautés comparées sont caractérisées par leur structure taxonomique (et/ou fonctionnelle) (Figure IIA-1).

Cette méthode a été appliquée dans divers contextes, marins, d'eaux douces, terrestres, principalement sur les communautés microbiennes (phyto et bactérioplancton, biofilms autotrophes et hétérotrophes, communautés microbiennes autotrophes et hétérotrophes de sédiments et de sols…). Les microorganismes présentent des temps de génération courts, favorisant les études sur la sélection, et de nombreux protocoles éprouvés permettent de mesurer diverses activités globales à l'échelle des communautés, favorisant la pratique de bioessais pour évaluer la tolérance induite. De plus rares travaux impliquent des macroorganismes dans des études PICT (Millward et Grant, 1995; Courtney et Clements, 2000; Knopper et Siciliano, 2002; Oguma et Klerks, 2017) dont une étude très récente qui a mis en évidence un phénomène d'acquisition de tolérance de communautés zooplanctoniques exposées au glyphosate (Hebert *et al.*, 2021).

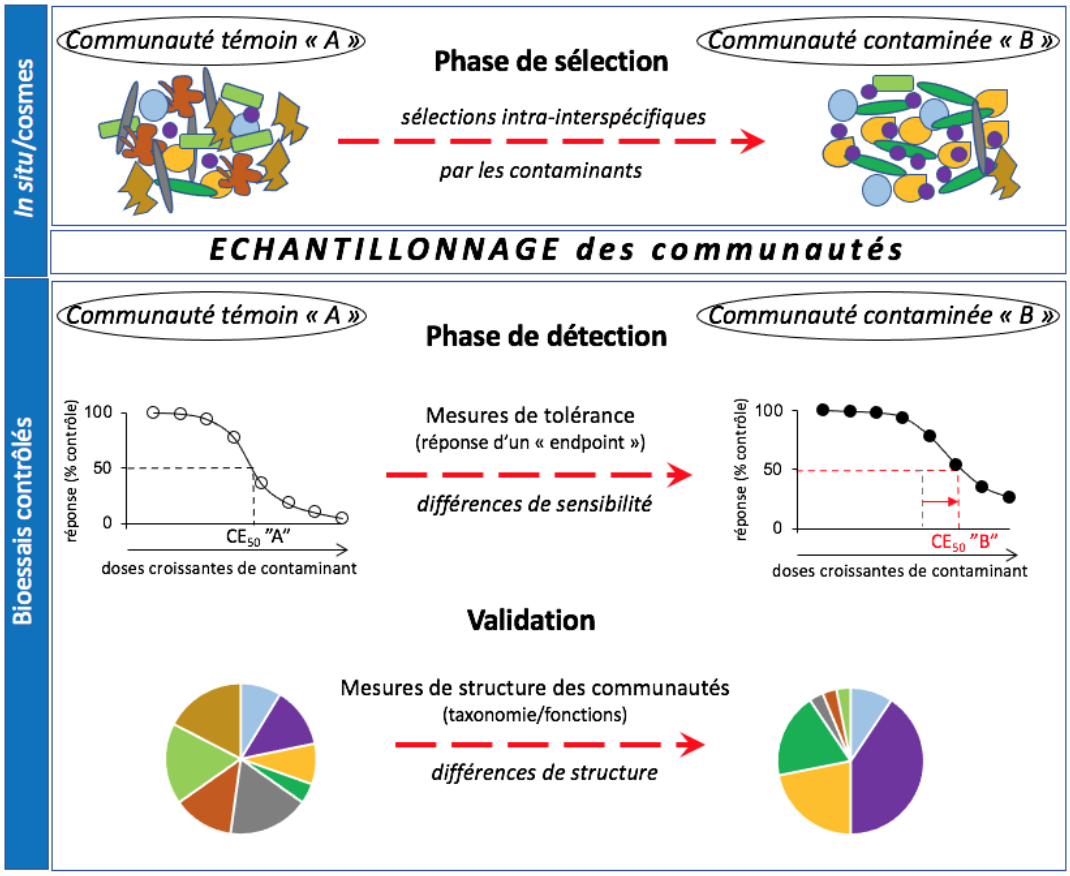


Figure IIA-1. Les deux phases de l'approche PICT : sélection et détection (d'après Tlili *et al.*, 2016)

Durant la phase de sélection, des sélections inter- et intraspécifiques se produisent sous l'effet de l'exposition de la communauté (B) au toxique (restructuration de la communauté par la disparition des taxons sensibles et la dominance des taxons tolérants). Durant la phase de détection, la tolérance de la communauté échantillonnée est quantifiée en laboratoire au moyen de bioessais à court terme. Les réponses de paramètres fonctionnels aux concentrations croissantes du contaminant testé sont mesurées, ce qui permet d'établir des courbes concentration-réponse pour la communauté « témoin » (A) et la communauté sélectionnée par le contaminant (B). La tolérance est ensuite exprimée sous la forme d'une concentration effective (exemple EC50). La différence entre les valeurs ECx obtenues pour les deux communautés permet de quantifier le PICT. Parallèlement aux mesures de tolérance, la composition des deux communautés est évaluée et comparée pour valider l'hypothèse d'une sélection intra- et interspécifique.

La méthode

1- La phase de sélection : au cours de laquelle la communauté biologique est soumise de manière chronique au toxique dans le milieu. C'est lors de cette phase que le contact entre le contaminant et la communauté doit être établi (biodisponibilité avérée), et que la durée d'exposition doit être suffisante pour induire un phénomène de sélection. Notons qu'en contexte expérimental (microcosmes, ou enclos), les paramètres de durée, d'application et de niveau d'exposition au toxique étudié sont contrôlés. Ces paramètres contrôlés ainsi que le choix entre des systèmes ouverts ou clos (permettant ou non les échanges d'organismes de la communauté étudiée avec l'extérieur) impacteront le processus de sélection et le rétablissement éventuel des communautés étudiées (Blanck, 2002; Lambert *et al.*, 2012).

L'échantillonnage des organismes qui seront testés lors de la phase de détection est primordial. Il doit être le plus représentatif possible afin de saisir l'histoire de contamination chronique de la communauté étudiée. Pour les milieux aquatiques, différents systèmes de colonisation de biofilms sur des supports artificiels ont été développés (Blanck, 1985) : ici encore la durée de colonisation (15 jours à 3 semaines généralement) impacte cette phase de détection. Les échantillonnages des communautés aquatiques *in situ* peuvent poser le problème de l'ignorance de leur origine (en particulier pour le plancton susceptible de se déplacer avec les courants par exemple, mais la question se pose aussi pour les biofilms) et donc de leur exposition au toxique (Dorigo *et al.*, 2004). L'échantillonnage des communautés microbiennes des sols et des sédiments nécessite parfois de passer par une phase d'extraction des organismes de la matrice complexe (Berard *et al.*, 2004), avec des biais de sélection possibles. Aucune méthode d'échantillonnage n'est totalement satisfaisante (constat général en écologie), il est important de prendre en compte ces éventuels biais dans l'interprétation des mesures lors de la phase de détection.

2- La phase de détection : au cours de laquelle la communauté biologique échantillonnée (ayant subi une exposition chronique préalable), est soumise de manière aigue au toxique incriminé dans le cadre de bioessais contrôlés. Le type de mesure de l'effet toxique est généralement adapté au mode d'action du toxique incriminé et peut cibler certaines communautés microbiennes (exemple : phototrophes versus hétérotrophes). Divers types de mesures (basées sur des paramètres fonctionnels) des communautés) ont été utilisés dans le cadre d'études PICT : en particulier l'incorporation du ^{14}C (Blanck *et al.*, 1988; Berard et Benninghoff, 2001; Schmitt-Jansen et Altenburger, 2005) et la fluorescence *in vivo* (Seguin *et al.*, 2002), la fluorimétrie PAM (Schmitt-Jansen et Altenburger, 2008; Magnusson *et al.*, 2012) la synthèse des sulfolipides membranaires (Nystrom *et al.*, 2000) et des mesures ciblant les communautés hétérotrophes telles que l'incorporation de la thymidine et de la leucine tritiées (Demoling *et al.*, 2009), les éco-plaques (type Biolog, Rutgers *et al.*, 1999), la respiration microbienne (Dorigo *et al.*, 2007; Tlili *et al.*, 2011; Wakelin *et al.*, 2014), les activités enzymatiques (Tlili *et al.*, 2010; Bonnineau *et al.*, 2013), l'oxydation potentielle de l'ammonium (Gong *et al.*, 2002) ou du méthane (Seghers *et al.*, 2003).

3- La validation : la validation de l'hypothèse PICT est généralement réalisée avec des caractérisations de la structure des communautés testées (structure taxonomique et/ou fonctionnelle), ainsi que par des mesures chimiques de la contamination des milieux étudiés. L'induction de tolérance par l'exposition des communautés aux polluants repose donc sur i) un historique de contamination préalable du milieu étudié (monde réel ou expérimental), ii) une modification de la structure des communautés (biodiversité et abondance des organismes) et iii) une diminution de la sensibilité à court terme lors d'une exposition expérimentale au(x) polluant(s). La méthode PICT a ainsi permis de fournir un contexte d'étude sur l'acquisition de tolérance (et de cotolérance) et les processus écologiques et physiologiques impliqués (e.g. Bérard et Benninghoff, 2001; Knauer *et al.*, 2010; Lambert *et al.*, 2012; Wakelin *et al.*, 2014). Très récemment, des travaux expérimentaux utilisant la métabolomique appliquée au périphyton ont permis de distinguer des « phénotypes métaboliques » différents selon l'exposition chronique ou non du périphyton au diuron. Ces résultats d'analyses métabolomiques associés à des mesures physiologiques ont de plus identifié un mécanisme potentiel de tolérance en lien avec le mode d'action de l'herbicide et suggèrent une perte des fonctions de production primaire associée au coût physiologique de la tolérance acquise (Lips *et al.*, 2022).

Applications de la méthode PICT aux contaminations par les produits phytopharmaceutiques

Une requête bibliographique sur l'application du PICT aux PPP (dont le cuivre) (requête : (Pesticid* OR herbicid* OR cu OR copper) AND 'pollution-induced community tolerance OR PICT) AND (alga* OR Cyanob* OR periphyt* OR phytoplankt* OR liche* OR microbi*) = 116 résultats initiaux), ainsi que des articles connus par les experts, ont permis de sélectionner finalement 68 études. Les premiers travaux sur le concept et la méthode PICT ont été élaborés par Blanck *et al.* (1988) en contexte de contamination par l'arsenic, les études PICT appliquées aux PPP se sont développées à partir des années 2000 (avec un maximum de publications dans les années 2010).

Plus des 2/3 de ces études ont été réalisés en milieux aquatiques d'eau douce, seulement 13% concernent les milieux marins et 20% les sols. 70% des études en milieux aquatiques ont pour modèle biologique les biofilms et le périphyton (en particulier en eau douce), les 30% des études restants concernent principalement le plancton. Très peu d'études ont été réalisées sur les sédiments.

La majorité (53%) des produits phytopharmaceutiques étudiés sont les herbicides : principalement des inhibiteurs du PSII tels que les triazines (essentiellement atrazine, mais aussi prométryne, terbuthylazine, simazine), et des urées substituées (essentiellement le diuron et l'isoproturon) ; de rares études ont abordé la tolérance au 2,4-D (Zabaloy *et al.*, 2010) et au glyphosate (Allegrini *et al.*, 2015). Une seule étude à notre connaissance a abordé la tolérance vis-à-vis de métabolites d'herbicide (du diuron, Pesce *et al.*, 2010a). Les études sur le cuivre représentent plus de 43% des études PICT, il y a très peu d'études appliquées à la tolérance aux fongicides organiques (4%, tébuconazole et azoxystrobine).

C'est aussi en eaux douces que l'on retrouve la plus grande diversité de familles de molécules testées (en milieu marin, les biocides-antisalissure ont aussi été étudiés, dont certains comme l'Irgarol sont des triazines, mais ne sont pas repris ici), alors que les études sur les sols sont aux 2/3 axées sur le cuivre (le tiers restant concerne les herbicides, nous n'avons pas trouvé d'études sur des fongicides organiques). Notons que dans les sols la méthode PICT est très majoritairement appliquée aux contaminations par les métaux (contaminations industrielles et liées aux épandages de déchets organiques, Brandt *et al.*, 2010) et depuis les années 2010, à la tolérance aux antibiotiques en interaction avec ces contaminations métalliques (Berg *et al.*, 2010), mais ces travaux ne concernant pas les PPP, ne sont pas repris ici. Si 80% des études sur sol ont été réalisées *in situ*, près des 2/3 des études aquatiques ont été réalisées en milieux contrôlés. On peut rapprocher cette constatation avec le peu de molécules testées : beaucoup d'études sont réalisées avec des molécules modèles (substances actives seules). Des programmes de recherche ont associé des études *in situ* pour mettre en évidence l'exposition des communautés microbiennes à certains PPP, avec des études en milieux contrôlés pour comprendre des processus écotoxicologiques de sélections/acquisition de tolérance et l'influence des variables du milieu, autres que les toxiques.

On peut citer l'exemple de l'observatoire de l'Ardières-Morcille (bassin versant viticole du Beaujolais), étudié depuis plus de 20 ans (Gouy *et al.*, 2021) et qui a permis de développer la méthode PICT en prenant comme molécules modèles deux phytopharmaceutiques présents dans le bassin versant et la rivière : le diuron et le cuivre. Les premières études *in situ* ont permis de montrer les acquisitions de tolérance au diuron et au cuivre, associées aux changements de structure taxonomique des communautés périphytiques échantillonnées en amont et en aval de la rivière (Dorigo *et al.*, 2007; Pesce *et al.*, 2010b), en établissant le lien de cause à effet de l'exposition à ces contaminants. Des manipulations *in situ* de transplantation de périphyton de l'amont vers l'aval de la rivière ont confirmé ces acquisitions de tolérance. Inversement, les communautés transplantées de l'aval vers l'amont ont montré des pertes de tolérance, avec des réponses différentes selon le contaminant étudié ; cependant après 7 semaines d'acclimatation, la tolérance (envers le diuron et le cuivre) et la composition taxonomique des biofilms transplantés n'avaient toujours pas retrouvé les caractéristiques des communautés de l'amont de la rivière (Dorigo *et al.*, 2010). Parallèlement, des expérimentations au laboratoire ont permis de préciser certains phénomènes écotoxicologiques associés à l'acquisition de tolérance et aux trajectoires de sélection (Tlili *et al.*, 2010; Lambert *et al.*, 2012). D'autres études expérimentales ont abordé l'influence des facteurs environnementaux (température)

(Lambert *et al.*, 2017; Pesce *et al.*, 2018) et liés aux pratiques de fertilisation (phosphore, Tlili *et al.*, 2010) sur la tolérance des communautés aux PPP. Ces travaux ont montré des effets différents selon les communautés et leurs fonctions étudiées. Enfin, le diuron ayant été interdit en 2008, une étude PICT *in situ* réalisée sur trois ans (2009-2011) à un rythme mensuel a permis de valider la méthode en conditions réelles, mettant en évidence la restauration des communautés périphytiques de la rivière (Pesce *et al.*, 2016). Rares sont les études sur la restauration des milieux impactés par les PPP, on peut citer aussi une étude sur le lac Léman réalisée avant et après diminution de la contamination pélagique par l'atrazine et le cuivre : des campagnes PICT ont ainsi été répétées mensuellement durant une année à 12 ans d'intervalle et ont montré une baisse de tolérance du phytoplancton vis-à-vis de ces deux contaminants (Larras *et al.*, 2016).

Ces exemples soulignent l'intérêt de la méthode PICT comme outil de biomonitoring. Cependant, cet outil écotoxicologique, basé sur des processus écologiques et fonctionnels des communautés dans leurs milieux contaminés, n'est actuellement pas appliqué en routine pour l'évaluation du risque.

Des verrous à débloquer

Pour pouvoir utiliser la méthode PICT dans le cadre d'évaluation du risque a priori et a posteriori induit par les PPP, il est nécessaire de dépasser des verrous et de poursuivre un cadrage de la méthode (Tlili *et al.*, 2016).

La ligne de base et les facteurs confondants

In situ, la ligne de base de tolérance (témoin) est généralement acquise sur une communauté prélevée dans une zone non (ou faiblement) contaminée par le toxique incriminé, mais comparable à la communauté exposée au toxique. Il est donc nécessaire d'échantillonner et de caractériser cette communauté témoin à chaque mesure PICT. Si l'objectif envisagé est de surveiller à plus large échelle une région selon ses contaminations en PPP, trouver des sites témoins est complexe et définir une ligne de base plus générique devient un enjeu. Pour cela, il faut connaitre la variabilité de cette ligne de base de tolérance qui peut être influencée par diverses variables environnementales. Par exemple, une étude européenne sur la tolérance des biofilms de rivières vis-à-vis du zinc a mis en évidence de grandes variabilités de tolérance de base. Des outils de modélisation ont permis de caractériser les principaux paramètres impliqués dans cette variabilité, liés à la biodisponibilité du métal (Blanck *et al.*, 2003). Une autre approche très récente, appliquée au sol, a montré avec des régressions multiples qu'il était possible de définir une ligne de base de tolérance au cuivre à partir d'une équation prenant en compte les caractéristiques physico-chimiques du sol et le type de matériau parental (Campillo-Cora *et al.*, 2021). Cette équation dépend du contaminant étudié et du paramètre fonctionnel mesuré. Il n'existe pas à notre connaissance de travaux comparables sur des tentatives de définition de ligne de base pour estimer la tolérance induite par des contaminations organiques de type PPP, mais les travaux expérimentaux et de suivis saisonniers *in situ* révélant certaines variables environnementales influençant cette tolérance de base (Berard et Benninghoff, 2001; Pesce *et al.*, 2018) montrent qu'il est possible d'aller dans cette direction. Dans ce sens, il est nécessaire de poursuivre en parallèle des travaux expérimentaux pour préciser les facteurs susceptibles d'être confondants dans l'évaluation de la tolérance (Blanck, 2002).

Les mélanges de contaminants

Nous avons vu que la plupart des études PICT étaient focalisées sur un ou deux contaminants. Cependant, les milieux contaminés le sont généralement de manière multiple et non connue, et les PPP présents dans le milieu sont accompagnés de leurs produits de dégradation. Par ailleurs, plusieurs études ont montré qu'il existait des phénomènes de cotolérance (un contaminant chronique pouvant induire une tolérance à un autre contaminant) entre différents contaminants et que les bioessais PICT ne pouvaient pas les discriminer : par exemple, Knauer *et al.* (2010) ont montré expérimentalement des phénomènes de cotolérance entre trois herbicides inhibiteurs du PSII, l'atrazine, le diuron et l'isoproturon avec des intensités différentes selon l'herbicide à l'origine de la pression de

sélection. Une étude originale (Seghers *et al.*, 2003) ciblée sur les méthanotrophes de sols contaminés par l'atrazine et le métolachlore, a mis en évidence une tolérance accrue au 2,4-D (utilisé dans le bioessai PICT comme inhibiteur de l'oxydation du méthane par les microorganismes) de ces communautés préexposées à l'atrazine et au métolachlore, qui pourtant n'ont pas d'effets aigus à court terme sur la capacité d'oxydation du méthane des communautés microbiennes.

Dans le cadre du suivi des milieux multicontaminés, on ne peut matériellement pas tester de nombreuses molécules avec l'outil PICT. En ce sens la cotolérance pourrait constituer un avantage, l'approche PICT pouvant être envisagée avec des molécules modèles de groupes chimiques sélectionnées sur la base de leurs propriétés de cotolérance. Ce type d'approche permettrait de renseigner l'exposition de l'écosystème vis-à-vis de classes de polluants. Pour cela il est nécessaire de connaitre les mécanismes induisant la cotolérance (molécules ayant le même mode d'action et/ou induisant des modes de détoxification comparables ?). C'est en multipliant les études dans divers contextes de contaminations PPP, associant des mesures PICT à une surveillance chimique ; en développant des études expérimentales (normalisées), permettant de tester diverses molécules ; et en associant ces observations à des approches écotoxiques in silico (Traore *et al.*, 2018), que nous pourrons faire avancer les connaissances sur cette question. Une approche complémentaire proposée par Pesce *et al.* (2011) et Foulquier *et al.* (2015) est d'aborder la question de la multi contamination en testant directement ces mélanges réalistes dans les bioessais PICT. Des systèmes d'échantillonnage passif permettent de « récolter » la contamination du site et son historique, les solutions extraites obtenues sont d'une part, analysées chimiquement et d'autre part, testées sous forme de dilutions dans les bioessais appliqués aux communautés collectées dans le site impacté et dans le site témoin. Ce type d'approche permettrait d'établir la causalité entre l'exposition *in situ* à des mélanges complexes de micropolluants et les effets écotoxiques sur les communautés biologiques. Elle a été appliquée récemment avec succès dans le cadre de contaminations complexes de rivières en aval de stations d'épuration (Tlili *et al.*, 2020). Ces deux approches associées permettraient d'augmenter la pertinence environnementale de la méthode PICT pour caractériser les milieux contaminés par les PPP.

La multi-contamination interroge aussi sur le choix du(des) type(s) de mesure de l'effet toxique à utiliser dans les bioessais PICT. Avoir une mesure adaptée au mode d'action du toxique incriminé est pertinent pour cibler un type de contaminant, mais elle peut être limitante en contexte *in situ* de contaminations multiples et non connues (Blanck, 2002). Il est alors nécessaire de trouver une mesure de réponse fonctionnelle intégrant différents types de toxicité ou d'associer plusieurs types de mesure pour tenir compte de la complexité à la fois des communautés étudiées, de la contamination chimique à laquelle elles ont été confrontées, et des impacts indirects possibles (Tlili *et al.*, 2010; Tlili *et al.*, 2020). Notons que Seghers *et al.* (2003) sont les seuls à notre connaissance à avoir « contourné » cette difficulté en utilisant dans leur bioessai PICT un herbicide inhibiteur de l'oxydation du méthane (2,4-D) pour étudier la tolérance acquise de communautés ciblées (méthanotrophes) vis-à-vis d'autres types d'herbicides (atrazine et métolachlore) auxquels ces communautés avaient été exposées de manière chronique.

Conclusion, perspectives

Si des travaux plus récents ont permis des avancées, les conclusions de Tlili *et al.* (2016) restent d'actualité :

- Standardiser les mesures PICT, notamment les échantillonnages des communautés testées, ainsi que les bioessais eux-mêmes (Lambert *et al.*, 2015; Vazquez-Blanco *et al.*, 2021).
- Travailler la question de la ligne de base à des échelles spatiales larges. Par exemple par écorégions en s'inspirant des travaux réalisés sur les bioindicateurs normalisés (tels que les indicateurs basés sur les diatomées de rivière, Tison *et al.*, 2005).
- Poursuivre les développements de méthodes sur les mélanges complexes de contaminations (voir ci-dessus) et avec des familles récentes de substances actives.
- Développer une plus grande variété (et stabiliser la standardisation) de mesures de réponses écotoxicologiques représentatives des fonctions et des structures des écosystèmes microbiens. Dans ce sens, les avancées omics (Mahamoud Ahmed *et al.*, 2020; Lips *et al.*, 2022) et de chémotaxonomie devraient permettre de préciser nos

connaissances sur les processus d'acquisition de tolérance et les acteurs de ces acquisitions, et contribuer à analyser la présence de gènes participant à la résistance et à la tolérance des communautés.

Peu d'outils existent, ayant à la fois une pertinence écologique et écotoxicologique, permettant d'établir le lien de causalité entre une contamination et la santé d'un écosystème (à travers l'état de ses communautés). La méthode PICT reste un outil prometteur, et ces dix dernières années ont montré qu'il était utilisable dans le cadre d'expérimentations et de biomonitoring appliqués aux PPP, y compris dans des milieux soumis à des contaminations complexes. L'enjeu de poursuivre son amélioration et de dépasser les verrous actuels afin d'en faire un outil opérationnel d'évaluation du risque sur la biodiversité vis-à-vis des produits phytopharmaceutiques est fort.

Références bibliographiques

Allegrini, M.; Zabaloy, M.C.; Gomez, E.D., 2015. Ecotoxicological assessment of soil microbial community tolerance to glyphosate. *Science of the Total Environment*, 533: 60-68. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.096

Berard, A.; Benninghoff, C., 2001. Pollution-induced community tolerance (PICT) and seasonal variations in the sensitivity of phytoplankton to atrazine in nanocosms. *Chemosphere*, 45 (4-5): 427-437. https://doi.org/10.1016/s0045-6535(01)00063-7

Berard, A.; Rimet, F.; Capowiez, Y.; Leboulanger, C., 2004. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: A possible bioindicator of soil contamination? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46 (1): 24-31. https://doi.org/10.1007/s00244-003-2147-1

Berg, J.; Thorsen, M.K.; Holm, P.E.; Jensen, J.; Nybroe, O.; Brandt, K.K., 2010. Cu Exposure under Field Conditions Coselects for Antibiotic Resistance as Determined by a Novel Cultivation-Independent Bacterial Community Tolerance Assay. *Environmental Science & Technology*, 44 (22): 8724-8728. https://doi.org/10.1021/es101798r

Blanck, H., 1985. A simple, community level, ecotoxicological test system using samples of periphyton. *Hydrobiologia*, 124 (3): 251-261. https://doi.org/10.1007/bf00015242

Blanck, H., 2002. A critical review of procedures and approaches used for assessing pollution-induced community tolerance (PICT) in biotic communities. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (5): 1003-1034. https://doi.org/10.1080/1080-700291905792

Blanck, H.; Admiraal, W.; Cleven, R.; Guasch, H.; van den Hoop, M.; Ivorra, N.; Nystrom, B.; Paulsson, M.; Petterson, R.P.; Sabater, S.; Tubbing, G.M.J., 2003. Variability in zinc tolerance, measured as incorporation of radio-labeled carbon dioxide and thymidine, in periphyton communities sampled from 15 European river stretches. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 44 (1): 17-29. https://doi.org/10.1007/s00244-002-1258-4

Blanck, H.; Wangberg, S.A.; Molander, S., 1988. Pollution-Induced Community Tolerance : A New Ecotoxicological Tool. In: Cairns, J.; Pratt, J.R., eds. West Conshohocken, PA: ASTM International, 219-230. https://www.astm.org/DIGITAL_LIBRARY/STP/PAGES/STP26265S.htm

Bonnineau, C.; Tlili, A.; Faggiano, L.; Montuelle, B.; Guasch, H., 2013. The use of antioxidant enzymes in freshwater biofilms: Temporal variability vs. toxicological responses. *Aquatic Toxicology*, 136: 60-71. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.03.009

Brandt, K.K.; Frandsen, R.J.N.; Holm, P.E.; Nybroe, O., 2010. Development of pollution-induced community tolerance is linked to structural and functional resilience of a soil bacterial community following a five-year field exposure to copper. *Soil Biology & Biochemistry*, 42 (5): 748-757. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2010.01.008

Campillo-Cora, C.; Soto-Gomez, D.; Arias-Estevez, M.; Baath, E.; Fernandez-Calvino, D., 2021. Bacterial community tolerance to Cu in soils with geochemical baseline concentrations (GBCs) of heavy metals: Importance for pollution induced community tolerance (PICT) determinations using the leucine incorporation method. *Soil Biology & Biochemistry*, 155: 10. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2021.108157

Courtney, L.A.; Clements, W.H., 2000. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1): 112-127. https://doi.org/10.2307/1468285

Demoling, L.A.; Baath, E.; Greve, G.; Wouterse, M.; Schmitt, H., 2009. Effects of sulfamethoxazole on soil microbial communities after adding substrate. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (4): 840-848. https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.02.001

Dorigo, U.; Berard, A.; Rimet, F.; Bouchez, A.; Montuelle, B., 2010. *In situ* assessment of periphyton recovery in a river contaminated by pesticides. *Aquatic Toxicology*, 98 (4): 396-406. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.03.011

Dorigo, U.; Bourrain, X.; Berard, A.; Leboulanger, C., 2004. Seasonal changes in the sensitivity of river microalgae to atrazine and isoproturon along a contamination gradient. *Science of the Total Environment*, 318 (1-3): 101-114. https://doi.org/10.1016/s0048-9697(03)00398-x

Dorigo, U.; Leboulanger, C.; Berard, A.; Bouchez, A.; Humbert, J.F.; Montuelle, B., 2007. Lotic biofilm community structure and pesticide tolerance along a contamination gradient in a vineyard area. *Aquatic Microbial Ecology*, 50 (1): 91-102. https://doi.org/10.3354/ame01133

Foulquier, A.; Morin, S.; Dabrin, A.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Pesce, S., 2015. Effects of mixtures of dissolved and particulate contaminants on phototrophic biofilms: new insights from a PICT approach combining toxicity tests with passive samplers and model substances. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (6): 4025-4036. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3289-6

Gong, P.; Siciliano, S.D.; Srivastava, S.; Greer, C.W.; Sunahara, G.I., 2002. Assessment of pollution-induced microbial community tolerance to heavy metals in soil using ammonia-oxidizing bacteria and biolog assay. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (5): 1067-1081. https://doi.org/10.1080/1080-700291905828

Gouy, V.; Liger, L.; Bonnineau, C.; Carluer, N.; Chaumot, A.; Coquery, M.; Dabrin, A.; Margoum, C.; Pesce, S., 2021. Ardieres-Morcille in the Beaujolais, France: A research catchment dedicated to study of the transport and impacts of diffuse agricultural pollution in rivers. *Hydrological Processes*, 35 (10): 8. https://doi.org/10.1002/hyp.14384

Hebert, M.P.; Fugere, V.; Beisner, B.E.; Da Costa, N.B.; Barrett, R.D.H.; Bell, G.; Shapiro, B.J.; Yargeau, V.; Gonzalez, A.; Fussmann, G.F., 2021. Widespread agrochemicals differentially affect zooplankton biomass and community structure. *Ecological Applications*, 31 (7): 19. https://doi.org/10.1002/eap.2423

Knauer, K.; Leimgruber, A.; Hommen, U.; Knauert, S., 2010. Co-tolerance of phytoplankton communities to photosynthesis II inhibitors. *Aquatic Toxicology*, 96 (4): 256-263. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.11.001

Knopper, L.D.; Siciliano, S.D., 2002. A hypothetical application, of the pollution-induced community tolerance concept in megafaunal communities found at contaminated sites. *Human and Ecological Risk Assessment*, 8 (5): 1057-1066. https://doi.org/10.1080/1080-700291905819

Lambert, A.S.; Dabrin, A.; Foulquier, A.; Morin, S.; Rosy, C.; Coquery, M.; Pesce, S., 2017. Influence of temperature in pollution-induced community tolerance approaches used to assess effects of copper on freshwater phototrophic periphyton. *Science of the Total Environment*, 607: 1018-1025. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.035

Lambert, A.S.; Morin, S.; Artigas, J.; Volat, B.; Coquery, M.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Structural and functional recovery of microbial biofilms after a decrease in copper exposure: Influence of the presence of pristine communities. *Aquatic Toxicology*, 109: 118-126. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.12.006

Lambert, A.S.; Pesce, S.; Foulquier, A.; Gahou, J.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2015. Improved short-term toxicity test protocol to assess metal tolerance in phototrophic periphyton: toward standardization of PICT approaches. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (6): 4037-4045. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3505-4

Larras, F.; Rimet, F.; Gregorio, V.; Berard, A.; Leboulanger, C.; Montuelle, B.; Bouchez, A., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT) as a tool for monitoring Lake Geneva long-term *in situ* ecotoxic restoration from herbicide contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4301-4311. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5302-0

Lips, S.; Larras, F.; Schmitt-Jansen, M., 2022. Community metabolomics provides insights into mechanisms of pollution-induced community tolerance of periphyton. *Science of the Total Environment*, 824: 153777. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153777

Magnusson, M.; Heimann, K.; Ridd, M.; Negri, A.P., 2012. Chronic herbicide exposures affect the sensitivity and community structure of tropical benthic microalgae. *Marine Pollution Bulletin*, 65 (4-9): 363-372. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.09.029

Mahamoud Ahmed, A.; Tardy, V.; Bonnineau, C.; Billard, P.; Pesce, S.; Lyautey, E., 2020. Changes in sediment microbial diversity following chronic copper-exposure induce community copper-tolerance without increasing sensitivity to arsenic. *Journal of Hazardous Materials*, 391: 12. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122197

McClellan, K.; Altenburger, R.; Schmitt-Jansen, M., 2008. Pollution-induced community tolerance as a measure of species interaction in toxicity assessment. *Journal of Applied Ecology*, 45 (5): 1514-1522. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2008.01525.x

Millward, R.N.; Grant, A., 1995. Assessing the impact of copper on nematode communities from a chronically metal-enriched estuary using pollution-induced community tolerance. *Marine Pollution Bulletin*, 30 (11): 701-706. https://doi.org/10.1016/0025-326x(95)00053-p

Nystrom, B.; Paulsson, M.; Almgren, K.; Blank, H., 2000. Evaluation of the capacity for development of atrazine tolerance in periphyton from a Swedish freshwater site as determined by inhibition of photosynthesis and sulfolipid synthesis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (5): 1324-1331. https://doi.org/10.1002/etc.5620190515

Oguma, A.Y.; Klerks, P.L., 2017. Pollution-induced community tolerance in benthic macroinvertebrates of a mildly lead-contaminated lake. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (23): 19076-19085. https://doi.org/10.1007/s11356-017-9553-9

Pesce, S.; Lambert, A.S.; Morin, S.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2018. Experimental Warming Differentially Influences the Vulnerability of Phototrophic and Heterotrophic Periphytic Communities to Copper Toxicity. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01424

Pesce, S.; Lissalde, S.; Lavieille, D.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Roubeix, V.; Montuelle, B., 2010a. Evaluation of single and joint toxic effects of diuron and its main metabolites on natural phototrophic biofilms using a pollution-induced community tolerance (PICT) approach. *Aquatic Toxicology*, 99 (4): 492-499. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.06.006

Pesce, S.; Margoum, C.; Foulquier, A., 2016. Pollution-induced community tolerance for *in situ* assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 221: 79-86. https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.009

Pesce, S.; Margoum, C.; Montuelle, B., 2010b. *In situ* relationships between spatio-temporal variations in diuron concentrations and phototrophic biofilm tolerance in a contaminated river. *Water Research*, 44 (6): 1941-1949. https://doi.org/10.1016/j.watres.2009.11.053

Pesce, S.; Morin, S.; Lissalde, S.; Montuelle, B.; Mazzella, N., 2011. Combining polar organic chemical integrative samplers (POCIS) with toxicity testing to evaluate pesticide mixture effects on natural phototrophic biofilms. *Environmental Pollution*, 159 (3): 735-741. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.034

Rutgers, M.; Breure, A.M., 1999. Risk assessment, microbial communities, and pollution-induced community tolerance. *Human and Ecological Risk Assessment*, 5 (4): 661-670. https://doi.org/10.1080/10807039.1999.9657730

Schmitt-Jansen, M.; Altenburger, R., 2005. Predicting and observing responses of algal communities to photosystem II-herbicide exposure using pollution-induced community tolerance and species-sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (2): 304-312. https://doi.org/10.1897/03-647.1

Schmitt-Jansen, M.; Altenburger, R., 2008. Community-level microalgal toxicity assessment by multiwavelength-excitation PAM fluorometry. *Aquatic Toxicology*, 86 (1): 49-58. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.10.001

Seghers, D.; Bulcke, R.; Reheul, D.; Siciliano, S.D.; Top, E.M.; Verstraete, W., 2003. Pollution induced community tolerance (PICT) and analysis of 16S rRNA genes to evaluate the long-term effects of herbicides on methanotrophic communities in soil. *European Journal of Soil Science*, 54 (4): 679-684. https://doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0560.x

Seguin, F.; Le Bihan, F.; Leboulanger, C.; Berard, A., 2002. A risk assessment of pollution: induction of atrazine tolerance in phytoplankton communities in freshwater outdoor mesocosms, using chlorophyll fluorescence as an endpoint. *Water Research*, 36 (13): 3227-3236. https://doi.org/10.1016/s0043-1354(02)00013-1

Tison, J.; Park, Y.S.; Coste, M.; Wasson, J.G.; Ector, L.; Rimet, F.; Delmas, F., 2005. Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French hydrosystem scale. *Water Research*, 39 (14): 3177-3188. https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.05.029

Tlili, A.; Berard, A.; Blanck, H.; Bouchez, A.; Cassio, F.; Eriksson, K.M.; Morin, S.; Montuelle, B.; Navarro, E.; Pascoal, C.; Pesce, S.; Schmitt-Jansen, M.; Behra, R., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT): towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2141-2151. https://doi.org/10.1111/fwb.12558

Tlili, A.; Berard, A.; Roulier, J.L.; Volat, B.; Montuelle, B., 2010. PO43- dependence of the tolerance of autotrophic and heterotrophic biofilm communities to copper and diuron. *Aquatic Toxicology*, 98 (2): 165-177. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.008

Tlili, A.; Corcoll, N.; Arrhenius, A.; Backhaus, T.; Hollender, J.; Creusot, N.; Wagner, B.; Behra, R., 2020. Tolerance Patterns in Stream Biofilms Link Complex Chemical Pollution to Ecological Impacts. *Environmental Science & Technology*, 54 (17): 10735-10743. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02975

Tlili, A.; Marechal, M.; Montuelle, B.; Volat, B.; Dorigo, U.; Berard, A., 2011. Use of the MicroResp (TM) method to assess pollution-induced community tolerance to metals for lotic biofilms. *Environmental Pollution*, 159 (1): 18-24. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.09.033

Traore, H.; Crouzet, O.; Mamy, L.; Sireyjol, C.; Rossard, V.; Servien, R.; Latrille, E.; Martin-Laurent, F.; Patureau, D.; Benoit, P., 2018. Clustering pesticides according to their molecular properties, fate, and effects by considering additional ecotoxicological parameters in the TyPol method. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (5): 4728-4738. https://doi.org/10.1007/s11356-017-0758-8

Vazquez-Blanco, R.; Arias-Estevez, M.; Baath, E.; Fernandez-Calvino, D., 2021. Comparing the effect of Cu-based fungicides and pure Cu salts on microbial biomass, microbial community structure and bacterial community tolerance to Cu. *Journal of Hazardous Materials*, 409: 6. https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124960

Wakelin, S.; Gerard, E.; Black, A.; Hamonts, K.; Condron, L.; Yuan, T.; van Nostrand, J.; Zhou, J.Z.; O'Callaghan, M., 2014. Mechanisms of pollution induced community tolerance in a soil microbial community exposed to Cu. *Environmental Pollution*, 190: 1-9. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.008

Zabaloy, M.C.; Garland, J.L.; Gomez, M.A., 2010. Assessment of the impact of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) on indigenous herbicide-degrading bacteria and microbial community function in an agricultural soil. *Applied Soil Ecology*, 46 (2): 240-246. https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2010.08.006

Partie III.
Conclusions générales

Chapitre 19. Conclusions générales 1199

Focus sur quelques substances, modes d'action et impacts de produits phytopharmaceutiques 1313

Focus 1. Chlordécone 1315

Focus 2. Perturbateurs endocriniens 1319

Focus 3. Néonicotinoïdes 1327

Focus 4. Effets des produits phytopharmaceutiques sur la pollinisation et les insectes pollinisateurs 1355

Focus 5. Glyphosate 1365

Focus 6. Fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI) 1387

Focus 7. Cuivre 1391

Chapitre 19
Conclusions générales

Auteurs : Laure Mamy, Stéphane Pesce, Wilfried Sanchez

Sommaire

1. Contamination de l'environnement par les PPP (en France hexagonale et d'outre-mer) et exposition des organismes 1202

1.1. Introduction : des connaissances qui reposent sur des données hétérogènes et fragmentaires 1202

1.2. Une contamination avérée des milieux par les PPP 1203

1.2.1. Principaux PPP détectés dans les milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques 1203

1.2.2. Variabilité spatiale et temporelle de la contamination des milieux 1205

1.3. Une contamination du biote qui témoigne de l'exposition des organismes 1206

1.4. L'agriculture est la principale source de contamination des milieux par les PPP 1207

1.5. Pistes d'amélioration pour la caractérisation de la contamination des milieux et l'exposition des organismes 1207

2. Dynamique de l'exposition aux PPP et de leurs effets 1209

2.1. Introduction : L'impact de la contamination aux PPP dépend des conditions d'exposition et de la combinaison d'effets directs et indirects 1209

2.2. Les dynamiques d'exposition et d'effets dépendent des dynamiques des PPP au sein des écosystèmes 1210

2.2.1. Influence de la persistance et de la transformation des PPP 1210

2.2.2. Influence des transferts dans et entre les compartiments environnementaux (incluant le biote) et notion d'effets différés 1211

2.3. L'exposition aux PPP et les effets qui en découlent s'inscrivent dans un contexte d'exposition environnementale complexe 1212

2.3.1. Influence des voies d'exposition 1212

2.3.2. Exposition aux mélanges et aux stress multiples 1212

2.4. La dynamique des effets dépend de la vulnérabilité des organismes exposés 1213

2.4.1. Variabilité et évolution de la sensibilité des organismes 1213

2.4.2. Influence des modifications du territoire, du biotope et des habitats 1214

2.4.3. Influence des relations biotiques (verticales et horizontales) 1215

2.4.4. Influence de l'exposition aux mélanges et aux stress multiples 1215

3. Conséquences de l'utilisation des PPP sur la biodiversité 1217

3.1. Introduction : un champ des connaissances contraint par quelques limites 1217

3.2. Les effets directs et indirects de la contamination des milieux terrestres et aquatiques par les PPP sont identifiés comme une des causes importantes du déclin de la biodiversité de certains groupes taxonomiques 1218

3.2.1. Cas des invertébrés terrestres et aquatiques 1218
3.2.2. Cas des oiseaux et des chiroptères 1218
3.2.3. Cas des amphibiens 1220

3.3. L'impact direct et indirect des PPP sur d'autres types d'organismes est mis en évidence mais reste difficilement quantifiable 1221

3.3.1. Cas des producteurs primaires et des microorganismes hétérotrophes 1221
3.3.2. Cas des vertébrés terrestres et aquatiques 1221

4. Conséquences de l'utilisation des PPP sur les fonctions écosystémiques 1222

4.1. Cadre conceptuel mis en œuvre dans l'ESCo 1222

4.2. Un impact avéré de différents PPP sur un large panel de fonctions écosystémiques 1222

4.2.1. Effets des PPP sur la régulation des échanges gazeux 1223
4.2.2. Effets des PPP sur la dissipation des contaminants 1223
4.2.3. Effets des PPP sur la résistance aux perturbations 1224
4.2.4. Effets des PPP sur la production de matière organique 1224
4.2.5. Effets des PPP sur la régulation des cycles de nutriments 1224
4.2.6. Effets des PPP sur la dispersion des propagules 1225
4.2.7. Effets des PPP sur la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques 1226
4.2.8. Effets des PPP sur la fourniture et le maintien des habitats et des biotopes 1227

4.3. Pistes d'amélioration pour l'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques 1227

4.3.1. Améliorer le réalisme des études en conditions expérimentales contrôlées et renforcer la robustesse des conclusions issues des suivis *in situ* 1227
4.3.2. Mieux évaluer le niveau de spécificité des indicateurs utilisés pour évaluer les effets des PPP et en développer de plus spécifiques 1228
4.3.3. Mieux prendre en compte les fonctions écosystémiques dans l'étude des impacts fonctionnels des PPP 1229
4.3.4. Mieux prendre en compte les effets sublétaux pour mieux appréhender les effets directs des PPP 1230
4.3.5. Mieux prendre en compte les interactions biotiques pour mieux appréhender les effets indirects des PPP 1230

5. Conséquences de l'utilisation des PPP sur les services écosystémiques 1230

5.1. Introduction 1230

5.2. Les PPP impactent certains services écosystémiques 1231

5.3. Des leviers permettent de préserver les services écosystémiques 1233

6. Prévention et gestion des impacts des PPP 1235

6.1. Maîtrise de l'apport des PPP et de leur dispersion au moment de l'application 1235

6.1.1. Réduction des quantités appliquées 1235
6.1.2. Réduction des pertes par dérive au moment de l'application 1235
6.1.3. Amélioration des formulations 1236
6.1.4. Rôle des conditions météorologiques 1237

6.2. Réduction des transferts de PPP à l'échelle parcellaire 1238

6.2.1. Couverture du sol 1238
6.2.2. Travail du sol 1239
6.2.3. Mécanisation 1239
6.2.4. Irrigation 1240

6.2.5. Gestion de la matière organique : exemple de l'apport de biochars ... 1240
6.2.6. Formulation des PPP ... 1240
6.2.7. Drainage ... 1241
6.2.8. Remédiation ... 1241
6.2.9. Conditions météorologiques ... 1241
6.3. Réduction des transferts de PPP à l'échelle extra-parcellaire (paysage) ... 1242
6.3.1. Zones tampons sèches et réduction des transferts hydriques ... 1242
6.3.2. Zones tampons sèches et réduction des transferts aériens ... 1245
6.3.3. Zones tampons humides ... 1245
6.4. Gestion des effluents post-application ... 1247
6.5. Conclusion ... 1247
7. Méthodes d'évaluation des impacts des PPP ... 1248
7.1. Méthodes mobilisées dans les différentes approches écotoxicologiques (des bioessais de laboratoire aux suivis *in situ*) ... 1248
7.1.1. Méthodes utilisées dans le cadre réglementaire ... 1248
7.1.2. Méthodes utilisées aux échelles infra-individuelles et individuelles ... 1250
7.1.3. Méthodes développées aux échelles des populations et des communautés ... 1251
7.1.4. Echelle des réseaux trophiques ... 1255
7.1.5. Méthodes émergentes ... 1255
7.2. Modélisation ... 1257
7.2.1. Exposition du milieu ... 1257
7.2.2. Effets écotoxicologiques et écologiques ... 1260
7.3. Eléments mobilisables dans le cadre réglementaire ... 1263
7.3.1. Acquisition de données écotoxicologiques ... 1264
7.3.2. Modélisation ... 1265
7.3.3. Surveillance ... 1266
7.4. Questions en suspens, besoins de recherche ... 1266
7.4.1. Observations et expérimentations ... 1266
7.4.2. Modélisation ... 1267
8. Interactions entre science et réglementation ... 1268
8.1. Réglementation PPP : exigence et complexité ... 1268
8.2. Limites intrinsèques de la réglementation ... 1270
8.3. Surveillance post-AMM ... 1272
8.4. Voies d'amélioration identifiées ... 1273
8.4.1. Voies d'amélioration scientifiques ... 1273
8.4.2. Voies d'amélioration règlementaires ... 1274
9. Besoins de recherche et perspectives ... 1275
9.1. Explorer les zones d'ombre ... 1275
9.2. Développer l'interdisciplinarité ... 1277
9.3. Favoriser les échanges entre la communauté scientifique et les parties prenantes ... 1278
Références bibliographiques ... 1281
Annexes ... 1309

1. Contamination de l'environnement par les PPP (en France hexagonale et d'outre-mer) et exposition des organismes

1.1. Introduction : des connaissances qui reposent sur des données hétérogènes et fragmentaires

Les connaissances concernant la contamination par les PPP des différents milieux de France métropolitaine et d'outre-mer (terrestres, aquatiques continentaux, marins et atmosphériques) et des différents compartiments qui les composent (sol, eau de surface, sédiment, air, biote) reposent, pour l'essentiel, sur des données issues, d'une part de réseaux de surveillance et, d'autre part de recherches académiques.

Il existe de grandes disparités en termes de quantité et de qualité de données entre les différents milieux et compartiments. La principale cause de ce constat est l'existence ou non d'une réglementation européenne qui nécessite la mise en place de programmes de surveillance, comme c'est le cas notamment pour la Directive Cadre sur l'Eau (DCE, 2000/60/CE) ou la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM, 2008/56/CE) qui ne présentent pas d'équivalent concernant les milieux terrestres ou qui ont été mis en place très récemment au niveau national concernant le compartiment atmosphérique (campagne nationale exploratoire des pesticides ; CNEP, 2018-2019). Il en résulte une grande différence entre les milieux en termes d'existence de données et métadonnées et de leur accessibilité. De plus, celles-ci sont dispersées dans différents types de ressources documentaires (bases de données, rapports techniques, littérature scientifique, etc.).

Outre les disparités entre les milieux, le niveau de connaissance apparaît comme déséquilibré suivant différentes dimensions telles que le type de zone géographique (ex. territoires agricoles très étudiés en comparaison aux territoires non agricoles, idem pour les zones littorales par comparaison aux zones hauturières ou profondes), de types de production (ex. beaucoup d'études concernant la contamination issue de grandes cultures, viticulture ou arboriculture par rapport à celle issue du maraichage ou de la sylviculture), de compartiment (ex. contamination des eaux continentales de surface mieux décrite que celle des sédiments) ou encore d'organisme (ex. contamination de certains taxons tels que les abeilles domestiques (Lambert *et al.*, 2013) ou les mollusques marins (Mauffret *et al.*, 2018) plus étudiée que celle des autres organismes)

Par ailleurs, **ces connaissances s'appuient sur des stratégies d'échantillonnage et sur des techniques analytiques en constante évolution**. Cette évolution permet, d'une part, d'augmenter régulièrement le nombre et la diversité de substances analysées dans les différents compartiments et, d'autre part, d'abaisser leurs limites de détection et de quantification. Au sujet de l'échantillonnage, une des évolutions les plus importantes depuis le début des années 2000 concerne le développement et la mise en œuvre dans les milieux aquatiques continentaux (Bernard *et al.*, 2019) et marins (Gonzalez *et al.*, 2009) des échantillonneurs intégratifs passifs, qui permettent d'améliorer la représentativité des concentrations mesurées dans un objectif de caractérisation de la contamination chronique de ces milieux (en intégrant une période de plusieurs jours à plusieurs semaines d'exposition, qui peut inclure des « pics » de contamination) et de quantifier certaines substances non détectables sur la base de prélèvements ponctuels (en les concentrant directement *in situ* par accumulation). Par exemple, parmi les échantillonneurs passifs les plus utilisés en milieu aquatique, on peut citer les DGT (*Diffusive Gradient in Thin film*) pour les composés métalliques, les POCIS (*Polar Organic Chemical Integrative Sampler*) ou les Chemcatcher® pour les familles de composés organiques moyennement polaires et polaires, ainsi que les SPMD (*Semi-Permeable Membrane Device*), LDPE (*Low Density PolyEthylene)* ou MESCO (*Membrane-Enclosed Sorptive Coating*) pour les composés organiques hydrophobes. A ce jour, en matière de surveillance dans les milieux aquatiques, seuls les DGT et POCIS sont utilisés depuis une dizaine d'années pour le suivi DCE dans les eaux littorales méditerranéennes. Pour le milieu atmosphérique, divers types d'échantillonneurs passifs sont également en cours de mise au point (Galon *et al.*, 2021). Concernant les techniques analytiques, les dernières années ont vu le développement et l'application de méthodes permettant de tenir compte d'un plus grand nombre de molécules

simultanément (incluant certains produits de transformation) et de s'affranchir, au moins pour partie, de la nécessité d'effectuer des choix *a priori* (ex. analyses multi-résidus, Schreiner *et al*., 2016, ou analyses non ciblées ou suspectées, González-Gaya *et al*., 2021). Cependant, à l'échelle du corpus analysé, **le panel de substances recherchées demeure très variable selon les études, et il est souvent limité, induisant un « effet réverbère » plus ou moins marqué**.

Pour les études scientifiques et les rapports d'études, les protocoles d'acquisition des données de concentrations en PPP dans l'environnement ainsi que les approches qualité mises en œuvre (blancs échantillons, traceurs analytiques, développement et validation des méthodes…) sont de plus en plus souvent détaillés (du prélèvement au résultat en passant par l'étape d'analyse) et les données sont généralement disponibles en annexes des publications. **Les informations sur les incertitudes de mesure (englobant ou pas l'étape d'échantillonnage) restent cependant très fragmentaires**.

L'évolution permanente des méthodes et l'hétérogénéité qualitative et quantitative des données disponibles, rappelées ci-dessus, rendent donc généralement difficile l'étude de la dynamique temporelle et spatiale de la contamination par les PPP dans et entre les différents milieux. Par ailleurs, il est important de mentionner que **l'analyse du corpus n'a pas permis de renseigner l'état de la contamination des différents milieux par des produits de biocontrôle puisque cette question, bien que questionnée (Kohl *et al.*, 2019a), est quasiment ignorée dans la littérature scientifique internationale** (à l'exception de très rares études, non réalisées en France, concernant le devenir dans le sol des protéines issues de *Bacillus thuringiensis* – Bt ; Liu *et al*., 2021 – ou de phéromones dans l'air, mais uniquement au niveau des parcelles traitées; Koch *et al*., 2009).

1.2. Une contamination avérée des milieux par les PPP

L'analyse de la littérature scientifique et des données disponibles met en évidence une contamination de l'ensemble des milieux (terrestres, aquatiques – continentaux et marins – et atmosphériques) par une grande diversité de PPP (toutes familles de substances) et leurs produits de transformation (dès lors qu'ils sont connus et recherchés). Cependant, la présence, la diversité et les concentrations de substances sont variables dans l'espace et dans le temps.

1.2.1. Principaux PPP détectés dans les milieux terrestres, aquatiques et atmosphériques

La présence de PPP est rapportée dans la très grande majorité des sols, particulièrement dans les sols des parcelles en agriculture conventionnelle. Ainsi, la plupart des études visant à quantifier une large gamme de PPP dans les sols agricoles font état de la présence d'une grande diversité de substances. On retrouve généralement plusieurs PPP sur une même parcelle, y compris dans certaines en agriculture biologique. Par exemple, dans des sols prélevés dans les Deux-Sèvres dans des parcelles de céréales d'hiver, Pelosi *et al*. (2021) ont détecté en moyenne 11 PPP (soit 35% des PPP recherchés), avec 83% des échantillons contenant au moins 5 PPP. Dans cette étude, les sols issus de parcelles en agriculture biologique contenaient en moyenne 6 PPP (potentiellement suite à des transferts par voie aérienne ou par l'eau), cette moyenne étant légèrement supérieure (environ 7 PPP) dans les sols prélevés dans des prairies ou sous haies. Dans une autre étude récente menée à l'échelle de l'Europe (11 pays), Silva *et al*. (2019) ont détecté des mélanges composés de 2 à 10 PPP (sur la base de 76 substances recherchées) dans 55% des 30 sols prélevés en France, avec des concentrations totales supérieures à 0,5 mg/kg et 1 mg/kg dans respectivement 7% et 3% des cas. De manière générale, les concentrations en PPP organiques relevées dans les sols français sont très variables, depuis la limite de détection (fraction de µg/kg) jusqu'à plusieurs centaines de µg/kg (voire exceptionnellement quelques mg/kg).

Cependant, les quantités et la diversité des PPP dans les sols sont très différentes selon les études, en particulier selon le type de culture considéré. Le nombre d'études (et de détection) est plus élevé pour certains composés emblématiques, tels que l'insecticide néonicotinoïde imidaclopride, la chlordécone aux Antilles ou encore le cuivre. Lors d'une large étude sur 74 sols français, Bonmatin *et al*. (2005) ont par exemple détecté (limite

de détection, LD = 0,1 µg/kg) l'imidaclopride dans 91% des sols (hors sols en culture biologique, dans lesquels aucune trace n'était détectable). La chlordécone, insecticide largement utilisé jusqu'en 1993 pour lutter contre le charançon du bananier, est également omniprésente dans les sols de la Martinique et de la Guadeloupe situés dans ou à proximité des zones de bananeraies, avec des niveaux de contamination parfois supérieurs à 1 mg/kg (Desprats, 2020). De même, d'autres PPP interdits depuis de nombreuses années sont toujours quantifiés dans les sols métropolitains (ex. dichlorodiphényltrichloroéthane - DDT, lindane, atrazine…). Le cuivre fait également l'objet de nombreuses études et ses niveaux de concentration dans les sols ont été cartographiés dans le cadre du réseau de mesure de la qualité des sols (RMQS ; El Hadri *et al*., 2012). Sa concentration atteint couramment plusieurs centaines de mg/kg dans des sols de vignobles, où cette substance est omniprésente.

Concernant le biocontrôle, les très rares études du devenir dans le sol des protéines de *Bt*, indiquent que ces toxines pourraient rester actives biologiquement même après adsorption sur le sol, en particulier sur les argiles, où elles sont fortement retenues et moins rapidement dégradées que leur forme libre (Liu *et al.*, 2021). Cependant, les connaissances sont trop limitées pour tirer des conclusions concernant la contamination des sols par ce type de substances (qui ne sont pas, ou très rarement, recherchées dans les autres milieux).

Dans les écosystèmes aquatiques continentaux et marins, les substances identifiées comme prioritaires par la DCE (Annexe 19-1) sont plus fréquemment recherchées. Elles sont régulièrement détectées dans les différents compartiments composant ces milieux et ce constat concerne plusieurs substances dont l'usage est pourtant interdit en France depuis de nombreuses années, confirmant leur rémanence dans l'environnement**.** C'est le cas par exemple de certains herbicides de la famille des triazines ou des phénylurées (atrazine, simazine, terbutryne, diuron, isoproturon). L'herbicide glyphosate et son produit de transformation, l'acide aminométhylphosphonique (AMPA), ne sont pas considérés comme des substances prioritaires au sens réglementaire mais ils font également l'objet d'une grande quantité d'analyses dans les milieux aquatiques continentaux et terrestres, dans lesquels ils sont détectés de manière très fréquente (Silva *et al.*, 2018). La métaanalyse réalisée par Carles *et al*. (2019) à partir de plus de 72 000 données issues de programmes de surveillance réalisés entre 2013 et 2017 a ainsi montré que le glyphosate (limite de quantification, LQ = 0,03 µg/L) et l'AMPA (LQ = 0,02 µg/L) ont été quantifiés respectivement dans 43% et 63% des échantillons d'eau de surface, avec des concentrations moyennes en France comprise entre la LQ et <0,4 µg/L pour le glyphosate et entre 0,2 µg/L et >1 µg/L pour l'AMPA. A l'inverse, dans le milieu marin, le glyphosate et l'AMPA restent relativement peu recherchés jusqu'à présent et ne sont détectés que de manière très ponctuelle, en général en aval des cours d'eau ou dans les zones de transition (estuaires). Dans ces milieux, les concentrations en glyphosate sont parfois élevées (elles peuvent dépasser 1 µg/L) comparativement aux autres herbicides qui y sont recherchés. Le cuivre fait également l'objet d'une attention particulière dans les milieux aquatiques continentaux et marins, où les concentrations mesurées font régulièrement état d'une contamination par ce métal dans les eaux de surface, les sédiments et le biote (Fey *et al.*, 2019). Aux Antilles, l'étude de la présence de la chlordécone dans les milieux aquatiques fait également état d'une contamination rémanente de toutes les matrices (eaux de surface, sédiments et biote) dans les rivières (Della Rossa *et al.*, 2017) et le milieu marin (Mendez-Fernandez *et al.*, 2018), avec un gradient décroissant depuis la côte vers le large ainsi qu'une bioaccumulation dans la faune marine (Dromard *et al.*, 2018).

En dehors des substances précitées, et sur la base des PPP recherchés, **les PPP organiques actuellement les plus détectés (autant en fréquence de détection qu'en concentrations maximales) parmi ceux dont l'usage est autorisé sont principalement le fongicide tébuconazole de la famille des triazoles (dans tous les milieux), l'herbicide organochloré S-métolachlore (principalement dans les milieux aquatiques et dans l'atmosphère) et l'herbicide organofluoré diflufénicanil (principalement dans les sols et parfois dans l'air et l'eau de pluie)**.

Si l'on excepte le tébuconazole (et autres fongicides de la famille des triazoles) et le cuivre, les herbicides (incluant certains composés interdits depuis de nombreuses années) et leurs produits de transformation sont les substances les plus souvent détectées et quantifiées à fortes concentrations dans les eaux de surface des milieux aquatiques continentaux et marins, avec des concentrations souvent comprises entre quelques ng/L et quelques centaines de ng/L (certains pics de contamination pouvant atteindre quelques µg/L). Les concentrations sont cependant plus

faibles en milieu marin. Ainsi, 75% des teneurs quantifiées en PPP dissous dans les eaux côtières sont inférieures à 50 ng/L mais, en se rapprochant des côtes et donc des sources de ces substances, c'est autant le nombre de substances quantifiées simultanément que leurs teneurs qui augmentent.

A l'inverse, les polluants organiques persistants (POP) historiques interdits (en particulier les organochlorés) sont très peu retrouvés dans les eaux. En revanche, leurs propriétés physico-chimiques et leur rémanence font qu'ils se concentrent préférentiellement dans les sédiments et le biote dans lesquels ils sont parfois quantifiés à plusieurs mg/kg, voire plusieurs dizaines de mg/kg. Ces substances sont donc particulièrement suivies pour caractériser la contamination des sédiments et du biote aquatique, principalement en milieu marin, car ces deux compartiments restent peu étudiés dans les milieux aquatiques continentaux. **De ce fait, environ 90% des PPP organiques détectés dans le biote marin en métropole sont des POP organochlorés** (essentiellement des insecticides et le fongicide HCB). Ce type de contamination concerne également les organismes de l'océan profond ce qui traduit l'ubiquité de la contamination par les PPP comme mis en évidence par Munschy *et al*. (2019), qui rapportent la contamination des organismes marins pélagiques profonds par les insecticides DDT, HCH, cyclodiènes chlorés et le fongicide HCB.

La présence de PPP organiques dans l'atmosphère (mesurée à l'aide d'échantillonneurs des phases gaz et aérosols dans l'air ou d'organismes sentinelles comme les aiguilles de pins ou les lichens) est avérée en milieu rural comme en milieu urbain, et ce, quelle que soit la catégorie d'usage (herbicides, fongicides ou insecticides). Cependant, les niveaux de concentrations (de quelques pg/m^3 à plusieurs ng/m^3, voire µg/m^3 de manière plus ponctuelle, majoritairement pour le folpel et plus rarement le chlorothalonil, dans un nombre limité de sites situés à proximité à des parcelles traitées) sont variables en fonction des composés, de leur quantité utilisée et de la distance à la source. La diversité des substances ainsi que la gamme de concentrations sont notamment illustrées par la CNEP (2018-2019), qui concernait le suivi de 62 substances. Ses résultats ont révélé que 56 et 19 substances ont été respectivement quantifiées en métropole et dans les territoires ultra-marins, reflétant une moindre diversité des substances utilisées dans ces derniers (Anses, 2020). En termes de concentration maximale, 20 substances présentaient des valeurs comprises entre 1 et 10 ng/m^3 et 5 des valeurs comprises entre 10 et 100 ng/m^3. Quelques fortes concentrations supérieures à la centaine de ng/m^3 ont été observées ponctuellement, à l'échelle locale (cas du folpel, du pyriméthanil et du prosulfocarbe). En termes de valeurs médianes, seules 5 substances (glyphosate, lindane, S-métolachlore, pendiméthaline et triallate) en métropole et 2 substances dans les territoires ultra-marins (S-métolachlore et lindane) ont présenté une valeur non nulle indiquant que, pour toutes les autres substances, plus de la moitié des résultats était inférieure à la LD. Il est intéressant de noter également qu'à ce jour, aucune trace de chlordécone n'a été reportée dans l'air aux Antilles.

1.2.2. Variabilité spatiale et temporelle de la contamination des milieux

La variabilité spatiale, en termes de substances et de concentrations, est conditionnée par le type de compartiment considéré (sol, eau de surface, sédiment, air, biote, etc.) **mais aussi par des facteurs géographiques** (localisation du prélèvement et éloignement par rapport à la source de contamination (Coscollà et Yusà, 2016)). Ce constat inclut le milieu marin puisque les zones de transitions (estuaires/lagunes/baies semi-fermées) sont les zones littorales où les concentrations en PPP sont les plus élevées car situées plus proches des sources sur les bassins versants. Ces concentrations diminuent ensuite avec l'éloignement des côtes par effet de dilution (Dromard *et al.*, 2018). A l'exception des études consacrées à la contamination de certains territoires ultramarins par la chlordécone (Della Rossa *et al.*, 2017), il n'existe que très peu de références qui visent à caractériser conjointement la contamination par les PPP de différents milieux et/ou de différents compartiments dans un même milieu (ex. milieu physique *vs* biote ; Pelosi *et al*., 2021).

L'évolution temporelle à court terme de la contamination des écosystèmes par les PPP dépend notamment de la saisonnalité des pratiques agricoles et non agricoles (et des périodes et de l'intensité des traitements en fonction de la pression biotique qui peut différer d'une année à l'autre) **et des conditions pédo-climatiques** modulant la dégradation, la biodisponibilité et le transfert de ces substances, qui sont des facteurs eux-mêmes variables selon les caractéristiques intrinsèques de ces substances (Bernard *et al.*, 2019 ; Chow *et al.*, 2020). **Son**

évolution à plus long terme peut résulter de changements marqués en termes d'occupation des sols (ex. modification du type de cultures) ou **de pratiques,** mais aussi **d'aménagements territoriaux** (ex. mise en place de zones tampons pour réduire les transferts). Certains de ces changements peuvent aussi découler de mesures réglementaires, telles que l'interdiction de substances (ex. interdiction de l'herbicide diuron en 2008 ; Pesce *et al.*, 2016) ou la mise en œuvre de la loi Labbé concernant les usages non agricoles (même si les études disponibles à ce jour ne permettent pas d'évaluer l'incidence de celle-ci sur l'état de la contamination des milieux).

La littérature scientifique ne permet généralement pas de renseigner l'évolution temporelle de la contamination sur le long terme car la plupart des études ne concernent que des échelles de temps courtes et n'excèdent que très rarement 2 ou 3 années de suivi, en ne considérant qu'un nombre limité de substances (Chow *et al.*, 2020). Cependant, grâce aux suivis réglementaires à long terme et aux réseaux de surveillance, il est possible d'affirmer (sur la base des substances analysées, qui n'incluent notamment qu'un nombre limité de produits de transformation), d'une part, que **les niveaux de concentrations en substances interdites décroissent dans les milieux aquatiques et dans l'air après l'arrêt de leur utilisation** et, d'autre part, que **la tendance est à la décroissance pour les niveaux de concentrations des différents PPP analysés dans les milieux aquatiques continentaux**.

1.3. Une contamination du biote qui témoigne de l'exposition des organismes

Malgré des connaissances assez fragmentaires (en particulier concernant les substances actuellement autorisées, qui restent peu étudiées), **la littérature fait état d'une contamination généralisée du biote, depuis les assemblages microbiens tels que les biofilms aquatiques (Bonnineau *et al.*, 2021) jusqu'aux grands prédateurs (Coeurdassier *et al.*, 2012; Dron *et al.*, 2022), par une large variété de PPP**. Cela confirme la biodisponibilité de certains des PPP présents dans les différents milieux et donc l'exposition des organismes qui s'y trouvent.

Exceptés pour le DDT et autres PPP organochlorés, **peu de travaux ont concerné la contamination des invertébrés terrestres** (Pelosi *et al.*, 2021). L'utilisation de ce type d'organismes dans des démarches de surveillance de la contamination par les PPP est donc pour l'instant limitée à quelques études (ex. vers de terre, Pelosi *et al.*, 2021 ; escargots, Druart *et al.*, 2011 ; ou abeilles, Daniele *et al.*, 2018). A l'inverse, **il existe chez les vertébrés terrestres de nombreuses preuves de contamination par voie trophique, via la consommation de produits (incluant des appâts) traités** (ex. omnivores et herbivores/granivores, dont des micromammifères et des oiseaux ; Guitart *et al.*, 2010 ; Buchweitz *et al.*, 2019) **ou la consommation de proies contaminées par des PPP** (ex. prédateurs et charognards au sein de la faune sauvage ; Berny, 2007). **Dans les milieux aquatiques, les principales connaissances concernant la contamination du biote par les PPP sont issues d'études menées dans le milieu marin. Cependant, les données disponibles concernent majoritairement des substances interdites**. Par exemple, divers coquillages ont été largement utilisés depuis près de 50 ans pour évaluer l'évolution de la contamination de différents écosystèmes marins par les insecticides organochlorés, ce qui a permis de mettre en évidence une forte décroissance de leurs concentrations au fil des décennies, même si ces substances sont toujours retrouvées à ce jour. Par ailleurs, la chlordécone a été analysée dans plus d'une centaine d'espèces marines différentes couvrant tous les niveaux trophiques des écosystèmes de mangroves, d'herbiers et de récifs coralliens, depuis les producteurs primaires jusqu'aux mammifères marins (Dromard *et al.*, 2018 ; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018). Cela a permis de révéler l'existence d'un transfert de cette substance dans les réseaux trophiques marins, pouvant parfois induire des phénomènes de bioamplification (Dromard *et al.*, 2022). Ces transferts sont principalement décrits pour des substances désormais interdites, incluant des POP et leurs produits de transformation (ex. lindane, heptachlore, endosulfan, etc.) et quelques PPP plus récemment utilisés (fipronil et diuron), dans différents environnements (ex. marins, Roche *et al.*, 2009, et urbains, Fremlin *et al.*, 2020). Ainsi, **pour les PPP actuellement utilisés (moins hydrophobes que la plupart des substances précitées), les transferts trophiques ont surtout été mis en évidence dans quelques travaux de laboratoire**, avec la détection de certains cas de bioaccumulation dans les organismes, et/ou leurs items alimentaires et/ou de bioamplification dans le réseau trophique, et ce, pour un nombre très limité de substances.

L'analyse des PPP dans le biote, à partir d'une liste élargie de substances, peut permettre d'utiliser certaines populations naturelles comme des sentinelles de la contamination chimique et de l'exposition des organismes. Il est toutefois important dans ce type d'approche de prendre en considération différents critères qui conditionnent l'exposition et l'accumulation des PPP des organismes en conditions réelles (*in natura*), à savoir notamment : la nature chimique des substances, la variabilité dans le temps de la localisation des organismes, de leur stade de développement, de leur sexe, des capacités métaboliques des organismes et du type d'organe considéré mais aussi des différentes voies de contamination du biote (ex. *via* la respiration, le derme et/ou la nourriture), qui sont généralement très difficilement distinguables (Peijnenburg *et al.*, 2012; Uhl et Brühl, 2019). **Le développement d'approches alternatives de biosurveillance par encagement d'organismes *in situ* peut permettre de pallier en partie ces contraintes** (ex. norme AFNOR XP T90-721 (2019); concernant l'encagement *in situ* de gammares pour la mesure de la bioaccumulation de substances chimiques ; voir aussi Besse *et al.*, 2013).

1.4. L'agriculture est la principale source de contamination des milieux par les PPP

De manière générale, la principale source investiguée dans les études concernant la contamination des différents milieux est la source agricole, même si les autres usages (JEVI) sont parfois mis en cause (une grande part des études à ce sujet dans le corpus ayant été réalisées avant la mise en œuvre de la loi Labbé). Compte tenu du grand déséquilibre entre les études concernant les milieux agricoles *versus* non agricoles, **il n'est pas possible de quantifier la part relative de ces deux types d'activités dans la contamination des milieux terrestres et aquatiques mais le rôle largement prédominant des usages agricoles est avéré**.

Concernant les PPP organiques, il est généralement difficile d'établir des liens spécifiques entre un type de culture et un type (ou une famille) de substances. A notre connaissance, aucune méthode n'est actuellement disponible pour distinguer la source et le type d'usage (phytopharmaceutique ou biocide) des pesticides organiques dans les compartiments qui ne sont pas directement traités par ces substances. **Dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air, une contamination par les PPP est observée en milieu rural comme en milieu urbain**, avec parfois un nombre supérieur de composés en milieu urbain, mais à des concentrations généralement plus faibles qu'en milieu rural. Dans ce milieu atmosphérique, l'impact des pratiques agricoles est mis en évidence à travers une saisonnalité assez prononcée des niveaux de contamination pour les PPP actuellement autorisés (en lien avec les périodes de traitement) alors que le niveau de contamination par les POP, interdits depuis de nombreuses années, est relativement constant sur l'année. Le lien entre les pratiques agricoles et la contamination de l'air par certains PPP est également appuyé par le fait que leurs concentrations dans ce compartiment ont tendance à diminuer lorsqu'on s'éloigne des zones de traitements (Coscollà et Yusà, 2016).

Concernant le cuivre, l'analyse de la littérature fait apparaître clairement que la viticulture est une des principales sources de la contamination qu'il engendre dans le cadre de son usage phytopharmaceutique. Cependant, les pratiques agricoles qui impliquent l'utilisation de cuivre (ex. viticulture, oléiculture ou arboriculture fruitière) ne sont pas les seules sources de contamination des milieux par ce métal puisqu'il faut tenir compte également des autres types d'usages (biocides, amendement à base de lisier de porc, etc.) mais aussi des apports naturels endogènes (El Hadri *et al.*, 2012). L'utilisation de méthodes d'isotopie peut permettre pour les métaux, dont le cuivre, de distinguer si la contamination est plutôt d'origine naturelle, agricole ou urbaine (Petit *et al.*, 2013).

1.5. Pistes d'amélioration pour la caractérisation de la contamination des milieux et l'exposition des organismes

La difficulté à dessiner des tendances fiables à moyen/long terme de l'évolution de la contamination dans les différents milieux met en exergue le **besoin de plans de suivis nationaux homogènes en termes de fréquence, de matrices échantillonnées et de méthodologies (depuis le prélèvement jusqu'à l'analyse, voire le traitement des données) afin de mieux répondre aux besoins et enjeux** (voir par exemple Hulin *et al.* (2021) ;

concernant le compartiment atmosphérique). Pour ce faire, il semble nécessaire de s'appuyer sur les derniers développements permettant d'améliorer l'échantillonnage (ex. échantillonneurs intégratifs passifs; (Bernard *et al.*, 2019; Galon *et al.*, 2021), d'identifier (et limiter si besoin) la variabilité liée au stockage ainsi qu'au prétraitement des échantillons (en particulier solides), et d'améliorer l'analyse des différents PPP. Concernant ce dernier point, **il est notamment nécessaire d'avoir une image plus complète de la contamination** en croisant les technologies analytiques disponibles (GC et LC couplées à la spectrométrie de masse en tandem MS/MS, pour la sensibilité, avec possiblement moins besoin d'étapes d'extraction/préconcentration en amont pour les eaux en particulier) à la spectrométrie de masse haute résolution (HRMS). Cette dernière permettrait d'élargir l'éventail de substances détectables et identifables en utilisant dans un premier temps les approches par *screening* de substances suspectées, voire par la suite les approches par *screening* non ciblé, c'est-à-dire sans choix *a priori* des substances à rechercher (Gonzalez-Gaya *et al.*, 2021). Le déploiement de ces approches permettrait en particulier d'élargir le spectre de recherche des produits de transformation. Toutefois, ces démarches ne pourront pleinement se développer que si de nouveaux standards deviennent disponibles (notamment concernant les produits de transformation) afin de pouvoir confirmer sans équivoque la présence et surtout de pouvoir déterminer les niveaux de concentrations des PPP non analysés à ce jour. **Se pose également la question de la présence et du devenir des co-formulants et adjuvants** dans le milieu naturel, qui ne sont généralement pas pris en considération dans la littérature.

Par ailleurs, avoir une vision plus exhaustive de la contamination par les PPP et de son transfert entre les compartiments et à travers les continuums environnementaux impliquerait de **renforcer la réflexion concernant l'aspect spatial de la stratégie d'échantillonnage, tant à large échelle** (i.e. répartition de la surveillance sur tout le territoire national incluant les territoires ultra marins) **qu'à une échelle plus locale** (en tenant compte de la connectivité des milieux, des différents compartiments qui les composent et des voies de transferts prédominantes). De même, il serait pertinent, entre autres, d'élargir la gamme de ces compartiments dans les suivis et les études scientifiques (ex. eau de pluie (Potter et Coffin, 2017) ; zones profondes marines (Munschy *et al.*, 2019) ou d'améliorer la compréhension du devenir des PPP, en prenant mieux en considération la formation de produits de transformation et en couplant l'acquisition de jeux de données pertinents au développement de modèles visant à mieux prédire l'évolution spatio-temporelle des PPP dans les différents compartiments. Ces modèles pourraient notamment permettre d'affiner la stratégie spatio-temporelle de la surveillance.

Des recherches supplémentaires sont également nécessaires pour mieux relier les niveaux de contamination mesurés aux effets observés sur les organismes et les écosystèmes. Par exemple, il apparaît nécessaire de développer les études distinguant certains isomères (en particulier les énantiomères les plus toxiques) et intégrant l'évaluation de la biodisponibilité (ex. selon les caractéristiques pédologiques, le taux de matière organique...). **De plus, de nombreuses questions subsistent concernant la contamination du biote et du transfert de PPP au sein des réseaux trophiques.** Tout d'abord, il apparaît clairement que la grande majorité des connaissances à ce sujet repose sur des études concernant des substances interdites de longue date (en particulier les POP), les connaissances sur les PPP actuellement utilisés sont très parcellaires car peu d'études se sont attachées à caractériser la bioaccumulation dans les réseaux trophiques de ces composés. Les connaissances et les critères pour évaluer ou prédire le potentiel de transfert, de bioaccumulation et de bioamplification ont été développés sur ces molécules anciennes qui présentent des caractéristiques physico-chimiques particulières favorisant leur persistance et leur bioaccumulation, critères ayant amené à leur interdiction. Les molécules actuelles ont passé le crible de l'autorisation de mise sur le marché car elles présentent des caractéristiques physico-chimiques différentes supposant limiter ces potentiels de persistance et de bioaccumulation/bioamplification. Ceci soulève des questions vis-à-vis de la pertinence des caractéristiques physico-chimiques prises en compte à ce jour pour prédire le risque de bioaccumulation et de bioamplification dans les réseaux trophiques, puisqu'établis sur d'autres gammes de composés que ceux effectivement utilisés aujourd'hui et très centrés sur les milieux aquatiques. La littérature souligne un manque d'outils de prédiction et de modélisation pour les composés autres que lipophiles (transport par diffusion passive passif où les lipides sont un compartiment de stockage principal dans l'organisme), composés chimiques ioniques et ionogènes incluant les PPP, pouvant être distribués différemment dans les organismes en raison d'une répartition non lipidique (Gobas *et al.*, 2016). Ainsi, le coefficient de partage octanol/eau (Kow) et le facteur de bioconcentration (BCF) estimé sur les

poissons sont actuellement utilisés comme critères principaux, car ils ont été déterminés comme cruciaux pour le potentiel de bioaccumulation et de bioamplification des PPP (Kelly *et al.*, 2007). Mais ceci a été établi principalement grâce à l'étude de PPP fortement lipophiles (i.e. avec un Kow élevé), à partir d'évidences de terrain ou expérimentales surtout vérifiées dans les systèmes aquatiques (Kelly *et al.*, 2007; Fremlin *et al.*, 2020). De nombreux PPP actuellement utilisés présentent des Kow plus faibles que les molécules interdites (LogKow <3 ou Kow <1 000), mais qui pourraient cependant être suffisants pour permettre l'accumulation et éventuellement l'amplification. Par ailleurs ils peuvent présenter d'autres caractéristiques comme un coefficient de partage octanol/air (Koa) relativement élevé (logKoa >5) leur conférant un potentiel d'accumulation chez les organismes à respiration aérienne (Armitage et Gobas, 2007; Fremlin *et al.*, 2020). Les travaux récents indiquent que les composés absorbés qui ne sont pas métabolisés, ou leurs métabolites, ont un potentiel de bioaccumulation chez les organismes à respiration aérienne et de bioaccumulation dans les réseaux trophiques terrestres lorsqu'ils présentent des caractéristiques de LogKoa ≥5 et logKow ≥2 (Armitage et Gobas, 2007). C'est le cas pour de nombreux PPP actuels, par exemple des herbicides (e.g. glyphosate, pendiméthaline, diflufenican, aclonifen), des fongicides azolés (e.g. comme le prochloraze, le cyproconazole et le tébuconazole) ou benzamides/carboxamides (e.g. boscalide et zoxamide) ou strobilurines (azoxystrobine et pyraclostrobine) ou encore anilino-pyrimidines comme le cyprodinil, et des insecticides (e.g. pyréthrinoïdes comme la deltaméthrine et la cyperméthrine, macrolide comme le spinosad). Les substances présentant un logKow <2 seraient éliminées rapidement par excrétion urinaire et ne seraient pas bioamplifiées même si leur Koa dépasse ≥5. A l'inverse, les substances ayant un log Koa <5 ne seraient pas bioamplifiées dans les réseaux trophiques impliquant des organismes à respiration aérienne même sir leur logKow est élevé et confère un fort potentiel de bioaccumulation chez les poissons (Armitage et Gobas, 2007). Cependant, ces éléments sont établis sur des bases théoriques qui nécessiteraient des validations in vivo et comme indiqué précédemment les modèles permettant d'aborder ces questions restent limités et lacunaires. Si le Kow d'une substance et son BCF évalué sur les poissons semblent être des critères pertinents, il apparaît donc important d'identifier d'autres paramètres qui pourraient aussi s'avérer déterminants pour la bioaccumulation et la bioamplification dans les réseaux trophiques terrestres et impliquant des organismes à respiration aérienne. **Améliorer les connaissances à ce sujet permettrait ainsi d'augmenter la robustesse des modèles visant à évaluer l'exposition des organismes par voie trophique, le transfert dans les réseaux trophiques, et le potentiel de bioaccumulation dans les organismes et de bioamplification dans les réseaux trophiques.**

2. Dynamique de l'exposition aux PPP et de leurs effets

2.1. Introduction : L'impact de la contamination aux PPP dépend des conditions d'exposition et de la combinaison d'effets directs et indirects

La contamination des écosystèmes terrestres et aquatiques par les PPP induit un risque d'exposition pour les organismes présents dans ces différents milieux, attesté par les exemples proposés ci-dessus (section 1.3). **Les voies d'exposition aux PPP sont multiples (ex. exposition respiratoire, alimentaire ou encore cutanée)** et elles sont variables, d'une part, selon le type d'organisme et les propriétés du milieu dans lequel il se trouve et, d'autre part, selon le type de PPP, sa distribution et son devenir dans les différents compartiments (sol, eau de surface, sédiment, air, biote, etc.). Quel que soit le type de milieu considéré**, les organismes sont généralement exposés à différents PPP** (incluant dans certains cas des produits de transformation et des adjuvants), **soit de manière simultanée, soit de manière successive** (avec des fréquences plus ou moins rapprochées), selon notamment la temporalité des usages de ces substances et leur devenir (Scholz *et al.*, 2022).

L'exposition des différents organismes aux PPP peut engendrer des effets directs (i.e. effets toxiques sur l'organisme exposé) et des effets indirects. Ces derniers résultent par exemple de la modification voire de la destruction des habitats, d'une réduction de la disponibilité des ressources, d'une modification des relations prédateur-proie et des cascades trophiques (i.e. effets indirects verticaux, qui découlent d'interactions entre organismes de niveaux trophiques différents) ou encore d'une modification des relations de compétition (i.e. effets

indirects horizontaux, qui découlent d'interactions entre organismes d'un même niveau trophique) (Clements et Rohr, 2009).

Par ailleurs, l'amplitude et la dynamique des effets des PPP dépendent de la vulnérabilité des organismes (de l'échelle individuelle à l'échelle communautaire). Ce niveau de vulnérabilité est conditionné, d'une part, par des propriétés biologiques (ex. niveau de sensibilité à la toxicité des PPP, capacité d'adaptation et de résilience, niveau de redondance fonctionnelle, etc.), d'autre part, par le contexte environnemental qui peut soit le diminuer (ex. présence de zones refuges, maintien d'une connectivité entre des zones contaminées et des zones moins impactées, etc.), soit au contraire l'augmenter (ex. occurrence simultanée ou successive d'autres types de pressions environnementales, de nature chimique, physique et/ou biologique, qui engendrent un contexte multi-stress).

Cette complexité concernant les modalités et la dynamique des expositions aux PPP et des effets directs et indirects qui en découlent peut engendrer une décalage spatio-temporel entre la contamination du milieu par ces substances et leurs impacts. En effet, les différents facteurs mentionnés ci-dessus, agissant conjointement ou non, peuvent favoriser la prolongation, le retard ou le décalage des effets des PPP dans le temps et/ou dans l'espace.

2.2. Les dynamiques d'exposition et d'effets dépendent des dynamiques des PPP au sein des écosystèmes

2.2.1. Influence de la persistance et de la transformation des PPP

La persistance des PPP en lien avec les propriétés intrinsèques de chaque molécule (ex. Kow ou Koa) **est l'un des paramètres pouvant expliquer la prolongation dans le temps de l'exposition aux PPP et de leurs effets**. Différentes études montrent l'occurrence dans le milieu et chez les organismes de nombreux PPP organiques dont l'usage est interdit ou qui ont été retirés du marché, en particulier certains appartenant à la famille des organochlorés, des triazines/triazinones ou encore des phénylurées (ex. DDT et ses produits de transformation, chlordécone, lindane, fipronil, trifluraline, atrazine ou diuron ; voir section 1.3). Dans les milieux aquatiques, l'adsorption des PPP tels que certains pyréthrinoïdes sur les particules sédimentaires organiques, un phénomène dépendant des propriétés intrinsèques de chaque molécule et des caractéristiques de la matrice sédimentaire, va augmenter leur persistance (Gan *et al.*, 2005). Ce type de phénomène est aussi observé dans le compartiment atmosphérique où des PPP adsorbées sur des aérosols peuvent avoir une persistance plus longue (Socorro *et al.*, 2016). La persistance des PPP dans le milieu et dans le biote, plus ou moins longtemps après leur introduction initiale, peut donc induire une persistance des effets voire, dans certains cas, un retard des effets (selon l'évolution de leur biodisponibilité).

La plupart des PPP actuellement utilisés tendent à être moins persistants que les molécules anciennes, désormais interdites. **Cependant, cela n'est pas toujours vérifié**. Par exemple, il a été montré en situation expérimentale qu'il existe un risque de contamination élevée du sol par le piclorame et d'autres PPP de la famille des sulfonylurées pendant plus de quatre mois après le traitement (Passos *et al.*, 2018). De plus, la répétition des applications, en particulier à fréquence élevée, peut favoriser l'accumulation et la persistance (on parle alors généralement de pseudo-persistance) des PPP dans les sols (Hvezdova *et al.*, 2018). Ce constat est d'autant plus vrai pour le cuivre qui n'est pas transformé par des réactions biotiques et qui présente donc des cinétiques d'accumulation se traduisant par une augmentation de sa concentration dans les sols des parcelles traitées comme illustré par les travaux de Wang *et al.* (2009) sur des vergers de pommiers. Cependant, pour certains PPP, la répétition des traitements peut favoriser le développement des capacités microbiennes de dégradation, en raison de l'exposition prolongée ou répétée des microorganismes du sol, et donc favoriser l'apparition de phénomènes de biodégradation accélérée pouvant réduire la persistance de ces substances (Yale *et al.*, 2017). D'autres facteurs agronomiques tels que le type et les propriétés physicochimiques des sols ou l'apport de matières organiques exogènes vont modifier la persistance de ces substances et donc moduler leurs éventuels effets toxiques. Par

exemple, l'absence de travail du sol peut favoriser la persistance des PPP en contribuant à une augmentation de la teneur en carbone organique des horizons de surface qui peut elle-même entraîner une augmentation de l'adsorption des PPP et une diminution de leur biodisponibilité (Alletto *et al.*, 2010).

En complément de leur persistance, la transformation des PPP est aussi un paramètre important à prendre en compte dans les dynamiques d'exposition et d'effets. Si peu de données sont disponibles sur la présence des produits de transformation de PPP dans l'environnement et leurs effets, certains travaux pointent l'importance de leur occurrence dans certains compartiments. Ainsi, la méta-analyse réalisée par Carles *et al*. (2019) démontre que l'AMPA est plus fréquemment quantifié et présente toujours des concentrations plus élevées que sa molécule mère, le glyphosate, dans les eaux de surface françaises. Il est cependant important de noter que l'AMPA est aussi un produit de transformation des aminométhylène-phosphonates, utilisés notamment dans les lessives. Sa présence dans les milieux aquatiques n'est donc pas exclusivement liée à l'usage du glyphosate. Par ailleurs, on peut citer l'exemple de certaines substances interdites, comme le DDT, dont le principal produit de transformation persistant (le dichlorodiphényldichloroéthylène, DDE) est détecté plus fréquemment et à plus fortes concentrations que sa molécule mère (Berny *et al.*, 2015; Sun *et al.*, 2020).

2.2.2. Influence des transferts dans et entre les compartiments environnementaux (incluant le biote) et notion d'effets différés

Les transferts de PPP dans et entre les différents compartiments physiques de l'environnement sont des processus qui contribuent au décalage spatio-temporel entre la source de contamination du milieu par ces substances et leurs impacts. Par exemple, la dérive des PPP au moment du traitement peut atteindre plusieurs centaines de mètres comme illustré pour le glyphosate par Bernasconi *et al*. (2021). Le dépôt de molécules volatilisées depuis la parcelle traitée et dispersées dans l'atmosphère peut ainsi engendrer une contamination des autres cultures alentours (ex. cas du prosulfocarbe en France ; Devault *et al.*, 2019) et induire des effets dans les parcelles non traitées, comme par exemple sur les végétaux qui s'y trouvent (Behrens et Lueschen, 2017). Outre les dépôts de gouttelettes de pulvérisation par dérive sédimentaire et les dépôts secs de PPP présents dans l'air sous forme de gaz ou aérosols, les transferts atmosphériques de ces substances peuvent aussi avoir lieu sous forme de dépôts humides (eau de pluie) (Decuq *et al.*, 2022). Les transferts *via* l'atmosphère, qui contribuent à la contamination des zones non traitées par les PPP, peuvent parfois s'établir à large échelle géographique (régionale voire continentale) lorsque ces substances présentent un fort degré de persistance dans ce compartiment. De plus, le transfert des PPP selon différentes modalités (ex. ruissellement, érosion, entrainement par le courant, etc.) à travers les continuums géographiques allant des écosystèmes terrestres aux écosystèmes aquatiques continentaux puis marins est aussi un facteur explicatif du décalage entre la source de contamination et l'exposition des organismes. Il est ainsi démontré que les cultures intensives établies sur les bassins versants contribuent à la contamination du milieu marin côtier comme illustré par Haynes *et al*. (2000) pour des molécules comme le chlorpyriphos, le diuron, l'atrazine et le 2,4-D. Les différents leviers (solutions techniques lors du traitement, aménagements paysagers, etc.) pour réduire, d'une part, la dispersion des PPP au moment de l'application et, d'autre part, leur transfert depuis la zone d'application, sont décrits et discutés dans la section 6.

Les transferts de PPP à travers le biote peuvent également être responsables d'un décalage spatio-temporel de l'impact de ces substances. En effet, qu'il s'agisse des molécules mères ou de leurs produits de transformation, les analyses chimiques réalisées dans les organismes mettent en évidence une accumulation d'un grand nombre de composés, majoritairement sous forme de mélanges. **Cette accumulation peut être source de transfert trophique des PPP**. Ainsi, les travaux sur les vertébrés terrestres ont permis de mettre en évidence une bioaccumulation et une bioamplification dans les réseaux trophiques de molécules interdites mais persistantes comme les organochlorés DDT et chlordane (Christensen *et al.*, 2013). Ces phénomènes de transferts trophiques ont notamment été démontrés *in situ* concernant l'exposition de rapaces à travers la consommation de proies contaminées par des insecticides organochlorés sujets à la bioamplification (Espin *et al.*, 2016). Cela montre que les PPP peuvent agir avec un effet retard du fait des transferts trophiques. Ces transferts peuvent être influencés par la saison en raison des cycles de vie des espèces considérées. Cela est par exemple illustré en milieu marin par le cas des baleines franches chez lesquelles l'accumulation des PPP et leurs effets sont modulés par la

variabilité des proies pendant les cycles de migration ou encore la mobilisation des lipides pendant des périodes de faible alimentation (Weisbrod *et al.*, 2000).

Il a été montré que des transferts trophiques trans-écosystèmes peuvent avoir lieu, par exemple depuis le milieu aquatique vers le milieu terrestre du fait notamment de l'accumulation de PPP dans les proies durant leur stade de vie aquatique puis la consommation de ces dernières par des prédateurs terrestres (Garcia-Fernandez *et al.*, 2008; Kraus *et al.*, 2021a). Toutefois, ce phénomène reste peu décrit et il concernerait plutôt les POP et PPP anciens. Par ailleurs, l'adaptation de populations qui deviennent plus tolérantes à certains PPP peut parfois permettre une forte bioaccumulation de ces substances dans les organismes augmentant ainsi le risque de transfert et d'amplification des concentrations dans le réseau trophique. Cela a par exemple été décrit sur des populations de Hyalelles exposées à un pyréthrinoïde, la perméthrine (Muggelberg *et al.*, 2017). Cependant, les travaux concernant ces deux sujets sont rares et de plus amples investigations sont nécessaires pour appréhender leur importance en milieu naturel.

Au transfert trophique peuvent également s'ajouter des conséquences d'une exposition parentale sur la descendance (effets intergénérationnels). Cela est illustré pour le glyphosate sur la truite arc-en-ciel, avec pour conséquence un accroissement de l'activité natatoire des larves, entrainant une augmentation marquée de leur vitesse de déplacement (Le Du-Carree *et al.*, 2021). D'autres études ont également révélé des effets post-exposition sublétaux qui sont source d'un décalage temporel entre l'exposition et les effets observés. **Ceux-ci peuvent concerner l'organisme au cours de son propre cycle de vie ou sa descendance de façon inter- et transgénérationnelle (effets parentaux, épigénétiques, génétiques).** Ils peuvent avoir des conséquences à l'échelle des populations en termes de *fitness* (valeur sélective ou adaptative), de taux d'accroissement, de diversité phénotypique et génétique, en particulier s'ils impliquent des processus évolutifs et d'adaptation à cette échelle (impact sur la biodiversité intraspécifique et sur l'héritabilité des traits biologiques) (Oziolor *et al.*, 2016 ; Brady *et al.*, 2017).

2.3. L'exposition aux PPP et les effets qui en découlent s'inscrivent dans un contexte d'exposition environnementale complexe

2.3.1. Influence des voies d'exposition

Il n'existe que peu d'études qui s'intéressent à l'influence des voies d'exposition aux PPP sur les effets observés. Cette influence a pourtant été mise en évidence pour différents types d'organismes (ex. pour les lièvres, Mayer *et al.*, 2020 ; pour les oiseaux, Mineau, 2002 ; ou encore pour les trichoptères, Rasmussen *et al.*, 2017). Des travaux menés sur les insecticides (organophosphorés, néonicotinoïdes et carbamates) ont par exemple permis la détection de résidus de PPP sur la peau et/ou les plumes, soulignant la part potentielle de la source aérienne dans l'exposition de la faune sauvage par voie cutanée et/ou respiratoire (Vyas *et al.*, 2007 ; Graves *et al.*, 2019). La question des voies d'exposition peut également concerner les organismes photosynthétiques puisque certaines différences de sensibilité aux PPP observées entre macrophytes et microalgues planctoniques pourraient s'expliquer par des voies d'expositions différentes (i.e. *via* l'eau uniquement pour les microalgues, et également via le sédiment pour les macrophytes enracinés ; Vonk et Kraak, 2020).

Si les différences de toxicité selon les voies d'exposition (ex. orale *vs* cutanée *vs* respiratoire) semblent difficiles à généraliser et sont apparemment dépendantes du type de taxon et des substances considérées, les quelques résultats à ce sujet **militent pour la prise en compte explicite de ces différentes voies dans l'évaluation du risque lié aux PPP**.

2.3.2. Exposition aux mélanges et aux stress multiples

Dans leur milieu, les organismes sont exposés à des mélanges complexes de PPP (incluant leurs éventuels produits de transformation ainsi que les adjuvants et co-formulants) qui vont pouvoir générer des effets complexes. Afin de comprendre ces effets, des travaux sont conduits essentiellement dans différents systèmes

expérimentaux allant des approches *in vitro* à des études en micro- et mésocosmes. Cependant les études de terrain les plus récentes considèrent de plus en plus fréquemment la complexité des mélanges de PPP pour évaluer les effets de ces substances sur les organismes naturellement présents (Pesce *et al.*, 2011) ou exposés expérimentalement dans des démarches de bioessais *in situ* (ex. norme AFNOR AChE – Gammare (2020) ; Besse *et al*., 2013).

Dans les milieux contaminés, **l'exposition des organismes aux différents PPP peut se faire de manière simultanée ou successive (voire cumulative)**. Dans les sols des parcelles traitées, cette temporalité dépend principalement des pratiques agricoles ainsi que de la persistance (rémanence) des PPP. A l'échelle plus large des agrosystèmes, et en dehors de ceux-ci, elle dépendra principalement des dynamiques de transfert des différents PPP, selon les compartiments considérés et leur éloignement aux sources de contamination.

La complexité de l'exposition environnementale inclut également pour de nombreux organismes d'autres types de substances chimiques, comme par exemple les fertilisants utilisés en agriculture ou différentes substances toxiques qui ne sont pas des PPP (biocides, substances pharmaceutiques, etc.), dont certaines peuvent avoir le même mode d'action (exemple, substances antisalissures comme l'Irgarol). **A ces pressions chimiques s'ajoutent aussi généralement de nombreuses autres sources de stress**, dont certaines peuvent être en lien avec le changement climatique (ex. augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, acidification des océans, etc.). Outre le stress qu'il induit directement sur les organismes, le changement climatique devrait également influencer l'évolution des usages de PPP (Delcour *et al.*, 2015), et donc la contamination des différents milieux, ainsi que les conditions d'exposition qui en découlent. Par exemple, il devrait favoriser l'augmentation de la pression exercée par les bioagresseurs ou engendrer une modification de la répartition géographique des cultures. Il devrait également influencer le devenir des PPP dans les différents compartiments environnementaux en modifiant les propriétés physico-chimiques et biotiques de ces derniers ainsi que la cinétique de divers processus.

Ce contexte général incite à tendre vers l'objectif d'une meilleure prise en compte des effets des mélanges et des effets multi-stress dans l'évaluation des risques et des impacts des PPP, en considérant autant que possible le contexte du changement climatique.

2.4. La dynamique des effets dépend de la vulnérabilité des organismes exposés

2.4.1. Variabilité et évolution de la sensibilité des organismes

La vulnérabilité des organismes aux PPP dépend, d'une part, des conditions d'exposition à ces substances (et des propriétés toxiques de ces dernières) et, d'autre part, de leur sensibilité. **Les effets des PPP sur la biodiversité dépendent donc, entre autres, de la distribution des niveaux de sensibilité au sein et entre les différentes espèces exposées**.

Outre leur variabilité intra-espèce et inter-espèces, les niveaux de sensibilité peuvent également être variables au cours du temps, en fonction du stade de développement des organismes mais aussi du fait de l'existence de processus évolutifs, qui découlent dans certains cas d'une adaptation aux PPP. L'adaptation aux PPP peut se traduire sous différentes formes (ex. acclimatation, tolérance, résistance, résilience, récupération) et à différentes échelles biologiques (individus, populations, communautés) et temporelles (adaptation physiologique rapide et réversible par la plasticité développementale et phénotypique ou au contraire adaptation à plus long terme par des processus évolutifs sélectifs).

Ces effets évolutifs sont probablement largement sous-estimés à ce jour, et ils doivent être mieux pris en compte dans l'évaluation des risques et des effets des PPP (Coutellec et Barata, 2011 ; Orsini *et al.*, 2012). Par exemple, chez les invertébrés aquatiques, le développement de la tolérance à certains insecticides témoigne d'un processus évolutif de sélection (adaptation génétique) induit par l'exposition chronique ou répétée des populations. Une telle évolution a été observée dans le complexe d'espèces du crustacé *Hyallela azteca* en réponse à la présence persistante de pyréthrinoïdes dans des sédiments, favorisant le développement de différents

types de résistance impliquant l'évolution parallèle de différentes mutations alternatives, préalablement mises ne évidence chez les insectes cibles (Major *et al.*, 2018 ; Weston *et al.*, 2013). **Le développement des résistances pose la question du coût physiologique ou écologique associé** (Coustau *et al.*, 2000 ; Hartz *et al.*, 2021). Ainsi, une revue récente sur le sujet montre que dans 60% des 170 études considérées, la résistance aux insecticides chez les insectes cibles implique un coût en termes de *fitness* (Freeman *et al.*, 2021). Il est donc probable que ce type de résultat soit extrapolable aux espèces non cibles. Cette revue met toutefois en évidence des différences selon les PPP considérés. Le coût de l'adaptation génétique aux PPP peut également se traduire par une plus grande vulnérabilité aux parasites comme chez la daphnie exposée de façon chronique à l'insecticide carbaryl (Jansen *et al.*, 2011) ou aux prédateurs, comme chez le moustique *Culex pipiens* exposé au chlorpyrifos (Delnat *et al.*, 2019).

Cette question du coût de l'adaptation aux PPP se pose également lorsqu'une telle adaptation s'exprime à l'échelle de la communauté. C'est le cas notamment dans le cadre de la tolérance aux PPP induite à cette échelle par l'exposition chronique à ces substances (PICT – *Pollution induced community tolerance* ; voir Annexe de la Partie II), principalement étudiée sur les communautés microbiennes. En effet, le développement de la tolérance observé chez ces communautés s'accompagne généralement d'une baisse de la biodiversité et de l'inhibition de certains processus microbiens (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Le coût physiologique de la tolérance au diuron acquise par des communautés microbiennes phototrophes aquatiques exposées chroniquement à cet herbicide a notamment été démontré par de récents travaux s'appuyant sur des analyses métabolomiques associées à des mesures physiologiques (Lips *et al.*, 2022).

L'ensemble de ces résultats confirme le besoin de développer plus largement les connaissances, mais aussi les outils, permettant de mieux appréhender l'adaptation aux PPP et les coûts associés, à différentes échelles biologiques (de l'individu à la communauté, voire à l'écosystème).

Par ailleurs, il est également important d'aborder la question de la vulnérabilité aux PPP sous l'angle de la dimension fonctionnelle. A ce titre, **différentes notions, telles que les traits fonctionnels (et leur diversité), la résilience ou encore la redondance fonctionnelles sont importantes à prendre en compte**, comme souligné par l'EFSA en 2016 (More *et al.*, 2016).

2.4.2. Influence des modifications du territoire, du biotope et des habitats

La vulnérabilité des organismes aux PPP est influencée par les caractéristiques du territoire, du biotope et des habitats. En effet, différents facteurs associés à ces caractéristiques peuvent moduler l'impact des PPP : ainsi **la présence de zones refuges, le maintien d'une connectivité entre des zones contaminées et des zones moins impactées, la diversité des bordures de champs, le maintien de la végétation autour des cultures et les aménagements autour et dans les parcelles tendent le plus souvent à atténuer l'impact négatif des PPP sur la biodiversité**. Cela a notamment été démontré pour différents types d'invertébrés terrestres (Lee *et al.*, 2001; Holzschuh *et al.*, 2007; Park *et al.*, 2015) et aquatiques (Brock *et al.*, 2010). Ces éléments du paysage peuvent notamment jouer un rôle primordial dans la résilience ou le rétablissement des populations après l'application de PPP, qui sont des dynamiques importantes à prendre en compte dans l'évaluation du risque et des impacts de ces substances (Kattwinkel *et al.*, 2015). En particulier, ces éléments du paysage favorisent, après ou entre les périodes de traitements, la recolonisation des zones exposées aux PPP (Orlinskiy *et al.*, 2015). Par exemple, l'effet négatif de l'usage dans les jardins privés en France d'insecticides sur les abondances de papillons et des bourdons a été observé principalement dans les zones fortement urbanisées, où les habitats alentours sont moins favorables aux pollinisateurs et ne permettent pas la mise en place de processus de recolonisation (Muratet et Fontaine, 2015). Des interactions similaires sont observées en contexte agricole, par exemple pour les abeilles (Henry *et al.*, 2014). Par la modélisation, la présence de refuges dans les paysages a ainsi été montrée comme un élément important qui limite la dégradation de l'état écologique des petits cours d'eau dans certains pays européens, dont la France (Schriever et Liess, 2007).

A l'échelle parcellaire, la diversité du couvert au sein des cultures peut aussi moduler la vulnérabilité des organismes et donc l'impact des PPP. En effet, comme mis en évidence par des expérimentations en conditions

semi-contrôlées, la diversification des ressources florales non cultivées dans les parcelles offre des ressources complémentaires pour les pollinisateurs qui peuvent contrebalancer les effets négatifs des PPP (Klaus *et al.*, 2021). La structure des plants cultivés et leur maturité vont également modifier l'impact des PPP en offrant un plus grand nombre de refuges, en limitant la pénétration des pulvérisations, et en protégeant davantage les organismes (Armenta *et al.*, 2003; Ito *et al.*, 2010).

L'analyse de la littérature permet également de mettre en évidence l'impact indirect de différents PPP à travers les modifications qu'ils induisent sur l'habitat et le biotope. Les principales conclusions à ce sujet sont décrites dans le paragraphe dédié aux impacts sur les fonctions écosystémiques, en particulier dans la section traitant de la fonction de fourniture et de maintien des habitats et biotopes (voir section 4.2.7).

2.4.3. Influence des relations biotiques (verticales et horizontales)

Les relations biotiques peuvent également modifier la vulnérabilité des organismes aux PPP. S'agissant des relations verticales (i.e. qui s'exercent entre des organismes de niveaux trophiques différents, par exemple dans le cadre des relations prédateur-proie), **les impacts des PPP peuvent ainsi être influencés par la pression de prédation ou par la limitation des ressources**. Par exemple, Oliveira dos Anjos *et al*. (2021) se sont intéressés à la survie de daphnies exposées à un herbicide (le diuron) et à un insecticide (le chlorpyrifos) en présence ou non d'un prédateur (la notonecte). Les résultats indiquent que les effets des différents stress peuvent s'additionner et devenir synergiques dans un milieu mésotrophe, où la ressource alimentaire pour les daphnies est limitée. Par ailleurs, Zhao *et al*. (2020) ont montré que **des modifications de la composition horizontale d'un réseau trophique (i.e. diversité et abondance des groupes taxonomiques appartenant à un même niveau trophique) peuvent accroître ou diminuer les effets des PPP**. Les attendus sont différents selon que le PPP induit de la mortalité (réduction de la compétition, effet compensatoire à l'échelle populationnelle, avec accès à la ressource pour un nombre limité d'individus, ici les survivants, mode "*contest competition*"), ou un effet sublétal pour l'ensemble des individus (augmentation de la compétition pour la ressource, sous un mode "*scramble competition*") (Forbes *et al.*, 2001). Ainsi, les travaux de Hunn *et al*. (2019) suggèrent que la limitation en nourriture peut augmenter la vulnérabilité individuelle aux PPP des larves d'éphémères. A l'inverse, chez la larve de trichoptère *Limnephilus lunatus*, la toxicité directe du pyréthrinoïde fenvalerate est compensée en conditions d'exposition chronique par la réduction de compétition intraspécifique résultant de la mortalité (Liess, 2002). L'hypothèse d'interaction entre contaminant et densité-dépendance est également proposée pour expliquer les différences d'impact de l'herbicide diquat sur plusieurs traits d'histoire de vie de la limnée, selon que les conditions expérimentales favorisent ou non la compétition intraspécifique (Coutellec *et al.*, 2008).

Par ailleurs, la pression toxique induite par les PPP peut interagir de façon complexe avec le niveau de biodiversité. Ainsi, une plus grande diversité interspécifique peut freiner l'évolution de résistance aux PPP en limitant la compétition intraspécifique, comme montré chez le gammare (Becker *et al.*, 2020).

En complément, l'analyse de la littérature permet également de mettre en évidence l'impact indirect de différents PPP à travers ces relations biotiques. Les principales conclusions à ce sujet sont décrites dans les sections suivantes (voir en particulier section 4.2.6).

2.4.4. Influence de l'exposition aux mélanges et aux stress multiples

La compréhension des impacts des PPP est rendue plus complexe par les interactions qui s'exercent, d'une part, entre ces substances et, d'autre part, entre celles-ci et différents facteurs environnementaux. Les études qui visent à démêler ces interactions complexes sont rares, et de ce fait, ces interactions ne sont pas prises en compte par les procédures réglementaires actuelles (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021). Concevoir des approches innovantes pour mieux étudier ces interactions et les intégrer dans le processus réglementaire constitue un besoin souligné récemment par différents auteurs (Bruhl et Zaller, 2019; Topping *et al.*, 2020). Malgré un déficit évident de connaissances, l'analyse de la littérature permet cependant de tirer quelques conclusions concernant l'influence des effets des mélanges ou multi-stress sur la vulnérabilité des organismes aux PPP.

La question des effets des mélanges a été majoritairement abordée à partir de travaux considérant une exposition simultanée à différents PPP. Les résultats qui en découlent sont très variables, selon les types de combinaisons testées, les types d'organismes étudiés ou encore les stratégies expérimentales mises en œuvre, ce qui rend difficile l'élaboration de tendances robustes. **Cependant, une majorité des travaux relate une augmentation des impacts des PPP lorsque les organismes sont exposés à des mélanges de PPP**. Parada *et al*. (2019) rapportent par exemple une diminution de 60% de l'abondance bactérienne suite à l'application combinée de nanoparticules de cuivre et d'atrazine dans des microcosmes de sol plantés par rapport à la seule application de l'herbicide. Des effets aggravants sont également reportés pour certaines espèces ainsi que sur la diversité et la richesse spécifique des communautés végétales non cibles suite à l'exposition à des mélanges de PPP (Schmitz *et al.*, 2014b). Il est parfois fait état d'effets synergiques. Par exemple, une étude récente évaluant la génotoxicité sur l'oignon dans un bioessai de germination a montré qu'à de faibles concentrations, la mésotrione induisait un effet synergique sur la génotoxicité de l'atrazine (Felisbino *et al.*, 2018). De même, une synergie entre des acaricides, utilisés par les apiculteurs pour l'entretien des ruches, et des fongicides potentiellement présents dans les zones de butinage a été démontrée sur des abeilles (Johnson *et al.*, 2013), et les exemples sont nombreux concernant les pollinisateurs, et ce, dans différents contextes d'exposition à plusieurs insecticides ou à des mélanges de fongicides avec d'autres PPP (Sgolastra *et al.*, 2017; Belsky et Joshi, 2019; Belsky et Joshi, 2020; Siviter *et al.*, 2021).

Il est cependant important de relever que **les plans d'expérience mis en œuvre ne permettent pas toujours de démontrer une réelle interaction entre les PPP, au-delà d'une simple effet additif** (Jonker *et al.*, 2005). De plus, l'étude des effets de mélange de PPP peut révéler des résultats variables (avec des effets parfois additifs ou parfois indépendants) comme l'illustrent par exemple différents travaux concernant l'impact de mélanges de fongicides sur la décomposition de matière organique particulaire (sous forme de litières végétales) en milieu aquatique (Rasmussen *et al.*, 2012; Fernandez *et al.*, 2015; Zubrod *et al.*, 2017).

Concernant les effets des mélanges, il est également important de relever le fait que les travaux adressant la question de l'influence des adjuvants et des co-formulants sont très rares. A ce sujet, quelques études documentent toutefois l'augmentation de la toxicité des formulations par rapport aux molécules actives prises isolément à l'image de la revue récente de Nagy *et al*.(2020) qui analyse la toxicité de 24 PPP, essentiellement des herbicides, et de leurs formulations.

Par ailleurs, la temporalité des expositions doit être mieux prise en compte. En effet, dans le milieu naturel, l'exposition aux mélanges, ou au stress multiples, peut s'effectuer de manière simultanée, mais également de manière successive (avec des fréquences plus ou moins rapprochées). Ainsi, la pré-exposition des organismes qui résulte d'une exposition différée dans le temps à des PPP, qui peuvent être identiques ou différents, est un facteur qui va influer sur les effets induits par ces substances. Par exemple, l'impact des insecticides sur les arthropodes varie en fonction du nombre de traitements comme mis en évidence par une baisse des abondances des araignées, carabes, staphylins, chrysopes, coccinelles, suite à des expositions successives à la λ-cyhalothrine (Wick et Freier, 2000; Liu *et al.*, 2013) ou à la deltaméthrine (Macfadyen et Zalucki, 2012). Karimi *et al*. (2021) montrent aussi que le risque écotoxicologique causé par le cuivre dépend de la dose appliquée mais aussi de la quantité de cuivre déjà présente dans les sols. En conditions contrôlées, il a également été démontré chez un rapace, le Crécerelle d'Amérique, que l'exposition préalable au brodifacoum, un anticoagulant de seconde génération, induit des coagulopathies plus sévères en cas d'expositions ultérieures (Rattner *et al.*, 2020). De même, les contaminations répétées d'herbicide peuvent induire des effets aggravants sur les biofilms photosynthétiques de rivière (Tlili *et al.*, 2008). Cependant, la pré-exposition peut également favoriser la sélection des espèces tolérantes aux PPP au détriment des espèces les plus sensibles comme démontré chez des communautés microbiennes hétérotrophes (Feckler *et al.*, 2018; Artigas *et al.*, 2014) et phototrophes (Serra *et al.*, 2009), notamment dans le cadre des approches PICT mentionnées précédemment (voir section 2.4.1). Ce point rejoint également celui concernant les processus évolutifs d'adaptation mentionnés dans cette même section 2.4.1.

Concernant les autres stress environnementaux, il apparaît que ceux pouvant être reliés au **changement climatique** (augmentation des températures moyennes et de leurs fluctuations, intensité accrue des précipitations et des périodes de sécheresse, phénomènes de crues, acidification des océans, etc.) **semblent être le plus**

souvent sources d'une augmentation de la sensibilité des organismes (et de la vulnérabilité des populations) aux toxiques présents dans l'environnement (incluant les PPP) et, de leur côté, ces substances peuvent réduire la capacité des organismes à faire face aux conséquences du changement climatique (Noyes et Lema, 2015). Par exemple, 83% des études ayant combiné une élévation de température et une exposition aux PPP ont montré une interaction synergique de ces facteurs (Holmstrup *et al.*, 2010; Kohler et Triebskorn, 2013).

Si ces conclusions semblent relativement consensuelles au sein de la communauté scientifique, cela n'est pas toujours le cas pour d'autres types de facteurs pouvant influencer les effets des PPP. Des résultats variables sont par exemple observés concernant l'influence de la fertilisation des sols dans le cadre des pratiques culturales. Selon les types d'organismes et de PPP considérés, l'augmentation des teneurs en nutriments et en matière organique dans les sols et les milieux aquatiques adjacents qui découle de ces pratiques peut ainsi soit amplifier les effets des PPP, soit au contraire les atténuer (Chara-Serna *et al.*, 2019; Serra *et al.*, 2010; Tlili *et al.*, 2010). L'atténuation apparente des effets PPP peut être due notamment à une exposition réduite (ex. diminution de la biodisponibilité des PPP par adsorption à la matière organique ; Carpio *et al.*, 2020), ou aux effets positifs des nutriments sur la production primaire des systèmes étudiés (effet compensateur, pouvant masquer l'effet du PPP, en particulier à dose modérément toxique ; Alexander *et al.*, 2013). Cependant, plusieurs études tendent à prouver que l'association des PPP et des fertilisants est susceptible de modifier à long terme la composition globale des communautés exposées comme observé par exemple sur les végétaux terrestres (Schmitz *et al.*, 2014a), le phytoplancton et zooplancton (Baker *et al.*, 2016) et les macroinvertébrés benthiques (Barmentlo *et al.*, 2019).

3. Conséquences de l'utilisation des PPP sur la biodiversité

3.1. Introduction : un champ des connaissances contraint par quelques limites

Aborder les effets des PPP sur la biodiversité dans les milieux terrestres et aquatiques pose une question problématique de délimitation des domaines de connaissance. En effet, ces milieux abritent une multitude d'organismes biologiques, connus et inconnus, organisés à différentes échelles (ex. individu, population, communauté). Bien qu'il soit toujours délicat d'évaluer les lacunes de connaissance en matière de biodiversité, la proportion d'espèces décrites par rapport à l'ensemble de celles existantes est estimée de l'ordre de 20% au mieux[1]. D'après l'IPBES (2019), 86% des espèces existant sur la planète et 91% des espèces dans les océans n'ont pas encore fait l'objet d'une description.

Face à l'étendue de ce manque de connaissances, la démarche scientifique sélectionne des objets d'étude sur la base de différents critères possibles : enjeu identifié (ex. pollinisation, contrôle biologique, espèces emblématiques), sensibilité particulière aux PPP (ex. espèce indicatrice, sentinelle), place ou rôle dans l'écosystème (ex. espèce focale, clé de voûte, ingénieure), facilité d'étude (ex. facilité d'observation, cycle de vie court, compatibilité avec le laboratoire). De ce fait, **le corpus de connaissances est inégalement réparti à l'échelle du vivant**.

Par ailleurs, nous avons mentionné dans la section 1.1 les disparités concernant les connaissances de l'état de contamination par les PPP des différents milieux, et des compartiments qui les composent (incluant le biote). A ce constat s'ajoute celui d'un **déséquilibre marqué dans la littérature concernant le choix des familles de substances prises en considération dans les recherches en écotoxicologie selon le type d'organisme étudié**. En effet, les auteurs privilégient le plus souvent des PPP présentant potentiellement une toxicité directe pour leur(s) modèle(s) d'étude(s), à travers leur mode d'action (ex. effets des herbicides sur les producteurs primaires, effets des insecticides sur les invertébrés aquatiques, etc.), stratégie à laquelle s'ajoute aussi parfois un effet opportuniste vis-à-vis des financements et effets de mode. De plus, il est admis que la variation quantitative des niveaux de contamination par les PPP ne traduit pas toujours la dynamique de la pression toxique, qui dépend entre autres de la dynamique d'exposition mais aussi de la toxicité potentielle des substances et des niveaux de

[1] https://theconversation.com/biodiversite-combien-de-millions-despeces-61875. [Consulté le 27/12/2021].

sensibilité des groupes taxonomiques considérés (Schulz *et al.*, 2021). En tenant compte également du fait que les interactions biotiques (notamment trophiques ; ex. relations prédateur-proie ou certains phénomènes de compétition) restent sous-étudiées, en particulier pour les substances actuellement utilisées, **ce contexte oblige à une certaine prudence (et humilité) dans l'analyse des connaissances concernant les effets des PPP sur la biodiversité** puisqu'il démontre clairement le caractère fragmentaire de celles-ci.

3.2. Les effets directs et indirects de la contamination des milieux terrestres et aquatiques par les PPP sont identifiés comme une des causes importantes du déclin de la biodiversité de certains groupes taxonomiques

Aujourd'hui, l'impact de l'utilisation des PPP sur la biodiversité est largement reconnu en Europe (Geiger *et al.*, 2010; Bruhl et Zaller, 2019) et plus largement à l'échelle globale (Sanchez-Bayo, 2021). Cette section recense les connaissances qui permettent d'illustrer cela à travers la description des effets directs et indirects des PPP sur les groupes taxonomiques pour lesquels ils sont les plus documentés.

3.2.1. Cas des invertébrés terrestres et aquatiques

L'impact des PPP est particulièrement documenté en ce qui concerne les invertébrés terrestres. Par exemple, d'après Sanchez-Bayo *et al.* (2019), la pollution chimique, dont celle par les PPP, constitue la deuxième cause directe la plus importante du déclin des populations d'insectes, derrière la perte des habitats due notamment à l'urbanisation et à l'agriculture intensive (et qui résulte dans certains cas de l'impact des PPP). **La baisse de la diversité des invertébrés terrestres liée à l'utilisation des PPP est principalement avérée en milieu agricole où des effets sont observés au niveau des abondances et de la richesse spécifique** (Geiger *et al.*, 2010; Bruhl et Zaller, 2019; Habel *et al.*, 2019).

Dans les écosystèmes terrestres, tous les taxons sont affectés mais les lépidoptères (papillons), les hyménoptères (abeilles, bourdons, etc.) et les coléoptères (coccinelles, carabes, etc.) sont les plus touchés (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Cela induit dans certains cas une diminution de l'abondance des insectes pollinisateurs et de nombreux ennemis naturels des bioagresseurs. Cette abondance est ainsi plus faible dans les zones en agriculture conventionnelle et, dans une moindre mesure en agriculture raisonnée, par comparaison à celle en agriculture biologique (Samnegard *et al.*, 2019). Aux effets directs s'ajoutent des effets indirects, qui découlent principalement des impacts des herbicides sur la diversité et la biomasse des plantes et leurs conséquences sur les habitats des invertébrés terrestres (Prosser *et al.*, 2016 ; voir section 4.2.7).

Dans ces milieux agricoles, des effets marqués des PPP sur la biodiversité des macroinvertébrés peuplant les cours d'eau sont également observés. Ainsi, à l'échelle européenne, il est estimé que les contaminations en PPP induisent des pertes allant jusqu'à 40% du nombre de taxons recensés (Beketov *et al.*, 2013).

Les impacts sur la diversité des invertébrés terrestres et aquatiques sont principalement documentés concernant les insecticides, les néonicotinoïdes et les pyréthrinoïdes apparaissant comme les familles de molécules récentes les plus préoccupantes (Geiger *et al.*, 2010; Goulson, 2013; Schulz *et al.*, 2021). Les insecticides sont notamment incriminés comme responsables de la mauvaise qualité écologique de 30% des petits cours d'eau européens engendrant un risque important pour les macroinvertébrés aquatiques (Kattwinkel *et al.*, 2011). Les herbicides contribuent également au déclin des macroinvertébrés benthiques, via des effets indirects du fait de leur impact sur les habitats que représentent les macrophytes (Hashimoto *et al.*, 2019; Ito *et al.*, 2020).

3.2.2. Cas des oiseaux et des chiroptères

Les PPP sont également identifiés comme un des facteurs du déclin de l'abondance et de la diversité des oiseaux en milieu agricole, en interaction avec l'homogénéisation des paysages et l'intensification des pratiques agricoles. Selon les espèces d'oiseaux et leur régime alimentaire, cet impact résulte principalement soit d'un effet

direct (ex. ingestion de graines enrobées par des oiseaux granivores) soit d'un effet indirect (ex. diminution de la ressource alimentaire suite aux déclins des proies ou intoxication suite à la consommation de proies contaminées aux PPP). Les réseaux de phytopharmacovigilance de différents pays européens (incluant par exemple la France, l'Angleterre et l'Espagne) ont ainsi révélé de très nombreux cas d'empoisonnement d'oiseaux par les PPP à proximité des agrosystèmes.

Pour les oiseaux granivores, cela concerne dans l'immense majorité des cas depuis le début des années 2000 des empoisonnements directs à la suite de l'ingestion de graines enrobées avec des insecticides néonicotinoïdes (surtout l'imidaclopride), plus rarement d'autres molécules comme des fongicides (ex. fongicide de contact à large spectre thirame) (Millot *et al.*, 2017; Buchweitz *et al.*, 2019). Différents types de cultures étaient concernés en Europe (blé, orge, maïs, colza, tournesol, pois, lin, soja), induisant ainsi une exposition potentielle d'un grand nombre d'espèces (Lopez-Antia *et al.*, 2016; Roy *et al.*, 2019; Lennon *et al.*, 2020). Cependant, certains travaux ont identifié les semis d'automne comme étant plus à risque en termes de mortalité induite par les néonicotinoïdes (Millot *et al.*, 2017), du fait notamment qu'à cette période la majorité des oiseaux omnivores axent leur régime alimentaire sur des graines. De plus, les mouvements migratoires automnaux engendrent des demandes énergétiques plus importantes ce qui peut donc augmenter la consommation de graines à cette période.

Pour les oiseaux insectivores, l'impact des PPP s'exprime principalement de manière indirecte, à travers le déclin de la ressource alimentaire. Plusieurs études ont ainsi démontré en Europe une relation entre les usages de PPP et le déclin concomitant des communautés d'insectes et des populations d'oiseaux (Bright *et al.*, 2008; Moller, 2019). Par exemple, en diminuant la ressource alimentaire en arthropodes, les insecticides appliqués en période de reproduction ont été identifiés comme un des facteurs diminuant les performances de reproduction du Bruant proyer (*Miliaria calandra*) et du Bruant jaune (*Emberiza citrinella*) (Brickle *et al.*, 2000; Boatman *et al.*, 2004; Hart *et al.*, 2006). En complément, l'exposition trophique chez les oiseaux insectivores a été démontrée récemment pour des martinets en Suisse sur la base d'analyses multi-résidus de bols alimentaires de jeunes au nid suggérant l'existence possible d'impacts indirects liés à la consommation de proies contaminées (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021). En ce qui concerne plus spécifiquement certaines familles de molécules, une revue de la littérature a souligné le rôle probablement important d'effets indirects des néonicotinoïdes et du fipronil, via la réduction de l'approvisionnement alimentaire des oiseaux en grandes cultures (Gibbons *et al.*, 2015).

Les néonicotinoïdes sont donc particulièrement mis en cause dans le déclin des oiseaux granivores et insectivores. Ces observations sont appuyées par la mise en évidence dans la littérature scientifique de corrélations négatives entre l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs et l'usage de néonicotinoïdes (Lennon *et al.*, 2019) ou les niveaux de concentrations de ces substances dans les eaux de surface (Hallmann *et al.*, 2014). Tout en prenant en compte d'autres facteurs associés à l'intensification agricole (changement d'usage des terres, surface cultivée, fertilisants), l'influence significative des concentrations d'imidaclopride sur le déclin de six espèces d'oiseaux sur quinze étudiées (i.e. Alouette des champs, Hirondelle rustique, Bergeronnette printanière, Etourneau sansonnet, Fauvette grisette, Grive draine) a ainsi été démontrée aux Pays-Bas (Hallmann *et al.*, 2014). De plus, la perturbation de l'efficacité du vol et de l'orientation est apparue comme un critère sensible et pertinent d'exposition et d'effet sublétal des néonicotinoïdes chez les oiseaux migrateurs, ces effets sublétaux pourraient conduire à l'altération du succès de la migration des passereaux utilisant les milieux agricoles comme halte migratoire (Eng *et al.*, 2017; Eng *et al.*, 2019).

Concernant les chiroptères, la littérature suggère de manière plus générale un impact négatif des PPP « historiques », organochlorés (DDT et le lindane) et organophosphorés/carbamates (comme le chlorpyrifos), et des pyréthrinoïdes (utilisés à la fois en agriculture et pour le traitement du bois) sur les dynamiques de population et la diversité des chauves-souris (O'Shea et Johnston, 2009; Bayat *et al.*, 2014), qui ont subi de lourds déclins depuis le milieu du 20e siècle. De plus, comme pour les oiseaux, l'altération des déplacements a également été observée chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) suite à une exposition répétée à l'imidaclopride. A notre connaissance, aucune donnée publiée à ce jour ne permet de confirmer *in situ* l'existence de tels effets sur les populations de chiroptères mais une étude récente vient conforter ces données comportementales et suggère que l'altération des déplacements par écholocation de chauves-souris suite à leur exposition à ce type d'insecticide affecte probablement leurs déplacements et activités de chasse (Wu *et al.*, 2020).

Les PPP sont donc identifiés parmi les causes potentielles de ce déclin, mais les connaissances sont trop lacunaires à ce jour pour pouvoir caractériser les impacts populationnels des substances plus récentes, actuellement utilisées (Bayat *et al.*, 2014; Afonso *et al.*, 2016; Mineau et Callaghan, 2018; Oliveira *et al.*, 2021).

Pour les rapaces, la mortalité liée, d'une part, à des empoisonnements volontaires (et illégaux) par les insecticides anticholinestérasiques (appliqués sur des appâts carnés) et, d'autre part, à la consommation de proies contaminées suite à l'application de rodenticides anticoagulants est particulièrement documentée. Signalés partout dans le monde, ces cas d'empoisonnements directs et indirects sont associés à des mortalités qui peuvent impliquer de quelques individus à plusieurs centaines, les espèces concernées étant le plus souvent des rapaces charognards (ex. Plaza *et al.*, 2019). En France, les conséquences des empoisonnements volontaires aux anticholinestérasiques ont ainsi été rapportés pour plusieurs espèces de vautours et pour le milan royal (Berny et Gaillet, 2008 ; Berny *et al.*, 2015). Pour ce dernier, dans des contextes comparables à celui de la France, les déclins de populations liés à ces pratiques illégales ont été estimés entre 20 et 40% (Mateo-Tomas *et al.*, 2020). Il est difficile de définir une tendance sur l'évolution de ces pratiques depuis le début du 21e siècle mais plusieurs articles répertoriant des cas récents ont été publiés ces dernières années ce qui montre que ces pratiques restent un problème d'actualité à l'échelle nationale (Berny *et al.*, 2015) et mondiale (Alarcon et Lambertucci, 2018; Plaza *et al.*, 2019). Dans différents contextes, l'usage agricole des rodenticides anticoagulants a également entraîné des intoxications secondaires et létales de rapaces dans différentes régions du monde (Olea *et al.*, 2009; Winters *et al.*, 2010) incluant la France métropolitaine (Berny et Gaillet, 2008; Coeurdassier *et al.*, 2012; Coeurdassier *et al.*, 2014a; Coeurdassier *et al.*, 2014b) et l'île de la Réunion (Coeurdassier *et al.*, 2019). Si l'ensemble de ces exemples démontre clairement que les rapaces sont vulnérables aux PPP, les connaissances concernant les niveaux d'exposition de ces oiseaux aux substances actuellement utilisées et les effets qui en découlent sur leurs populations sont à ce jour quasi inexistantes.

3.2.3. Cas des amphibiens

Les amphibiens font partie des groupes taxonomiques les plus touchés par la réduction massive de biodiversité actuelle à l'échelle planétaire (Ockleford *et al.*, 2018). Différents facteurs responsables de ces déclins ont été identifiés, parmi lesquels la destruction d'habitats, l'évolution des conditions en lien avec le changement climatique, les pathogènes et l'introduction d'espèces invasives, mais également les PPP (Blaustein *et al.*, 2003; Hayes *et al.*, 2010; Todd *et al.*, 2010; Kiesecker, 2011). Les déclins des populations d'amphibiens ont notamment été mis en relation avec des prévalences importantes de maladies, dont certaines pourraient être favorisées par l'exposition aux PPP du fait d'effets toxiques directs d'ordre immunotoxique et de perturbation endocrinienne ainsi que des impacts indirects via les modifications des dynamiques des pathogènes ou parasites et de leurs différents vecteurs et hôtes (Christin *et al.*, 2003; Gendron *et al.*, 2003; Kiesecker, 2011). Des épisodes de mortalité, des problèmes de développement et des échecs de reproduction suite à l'exposition à des PPP, y compris à des faibles doses et pour des substances actuellement utilisées ont également été évoqués {Rohr *et al.*, 2008 ; Bruhl *et al.*, 2013 ; Kohler, 2013).

Cependant, dans leur revue sur le sujet, Mann *et al*. (2009) reportent les difficultés (qui persistent encore à ce jour) à établir des liens clairs entre déclin de populations d'amphibiens et effets toxiques des PPP, du fait notamment des nombreux facteurs confondants (ex. facteurs climatiques, évolution constante des milieux, modifications de l'usage des terres et des pratiques, etc.) qui rendent difficiles l'établissement de liens de causes à effets robustes. De plus, dans le cas des amphibiens, cet objectif est rendu encore plus complexe par le fait que l'exposition concerne à la fois le milieu aquatique et terrestre et qu'il est très difficile de quantifier la part d'effets des PPP liés à une exposition strictement aquatique, ou strictement terrestre, ou les deux (Ockleford *et al.*, 2018).

3.3. L'impact direct et indirect des PPP sur d'autres types d'organismes est mis en évidence mais reste difficilement quantifiable

3.3.1. Cas des producteurs primaires et des microorganismes hétérotrophes

Les connaissances concernant les effets de la contamination des milieux terrestres et aquatiques par les PPP sur la biodiversité des producteurs primaires et des microorganismes hétérotrophes sont assez fragmentaires et elles s'appuient principalement sur des études expérimentales en laboratoire, ce qui rend difficile l'établissement de conclusions robustes. Cependant, certains constats peuvent être établis sur la base de l'analyse de la littérature.

Du fait de leurs modes d'action phytotoxiques, **les herbicides, et en particulier les inhibiteurs de la photosynthèse, dont la plupart ne sont plus utilisés à ce jour en France (et plus généralement en Europe), apparaissent comme les substances les plus nocives pour la biomasse et la diversité des plantes supérieures mais aussi des lichens et des microalgues ou cyanobactéries terrestres et aquatiques** (Kattwinkel *et al.*, 2015; Kaushik *et al.*, 2019). Rémanents en milieu marin, ils contribuent également à la dégradation des récifs coralliens et des mangroves par des effets directs et indirects (Lewis *et al.*, 2009; Abbot et Marohasy, 2011). Soulignons toutefois qu'il existe un déficit de connaissances concernant les effets des PPP sur la diversité des organismes phototrophes marins par rapport à ceux d'eau douce (Vonk et Kraak, 2020).

Concernant les plantes supérieures, des effets d'autres herbicides que les inhibiteurs de la photosynthèse ont été mis en évidence à des concentrations comparables à celles mesurées dans les environnements contaminés (ex. glyphosate et metsulfuron-méthyl ; Boutin *et al.*, 2019). Du fait de l'impact des herbicides sur les communautés végétales non cibles, la gestion des espèces végétales envahissantes par ce type de PPP est aujourd'hui fortement remise en cause car elle peut induire la fragilisation ou l'élimination de certaines espèces endogènes, favorisant ainsi de manière contre-productive l'espèce envahissante visée (Lazarus *et al.*, 2021).

L'impact des herbicides sur la structure et la diversité des communautés microbiennes phototrophes a notamment été démontré *in situ* dans différents écosystèmes terrestres et aquatiques contaminés à partir de l'approche PICT (voir Annexe de la Partie II). Celle-ci a ainsi permis de mettre en évidence, d'une part, le remplacement au sein de communautés microbiennes naturelles des espèces les plus sensibles par des espèces plus tolérantes, mais aussi, d'autre part, la perte de tolérance lorsque la pression toxique diminue (Berard *et al.*, 2004; Dorigo *et al.*, 2010; Pesce *et al.*, 2016; Larras *et al.*, 2016). La perte de tolérance peut être favorisée par la migration d'espèces sensibles depuis les zones amont moins exposées (Lambert *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2012), soulignant ainsi l'importance du maintien de zones refuge et de connectivité mentionné précédemment (voir section 2.4.2).

Outre les herbicides, le cuivre est également une substance préoccupante concernant spécifiquement la biodiversité des microorganismes phototrophes, qui peut être affectée par des expositions chroniques à des concentrations environnementales (Serra *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2017), comme mis en évidence également par l'approche PICT dans une rivière en zone viticole, contaminée par cette substance (Dorigo *et al.*, 2010). L'approche PICT a aussi été utilisée avec succès pour démontrer les effets du cuivre sur les microorganismes hétérotrophes en milieu aquatique (Dorigo *et al.*, 2010), incluant le compartiment sédimentaire (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020), ainsi que dans les sols (Wakelin *et al.*, 2014). De manière plus générale, **ce sont les fongicides (en particulier les inhibiteurs de la biosynthèse des stérols, les strobilurines et le cuivre) qui présentent le plus d'effet sur les communautés microbiennes hétérotrophes dans les sols et les milieux aquatiques**. *In situ*, les effets les plus marqués sont observés sur les communautés fongiques aquatiques (hyphomycètes ; Ittner *et al.*, 2018) impliquées dans la dégradation des litières végétales (Fernandez *et al.*, 2015).

3.3.2. Cas des vertébrés terrestres et aquatiques

Si de nombreuses études attestent de l'exposition des vertébrés terrestres et aquatiques aux PPP et de leur contamination par un large panel de substances, les effets qui en découlent à l'échelle populationnelle (voire dans certains cas individuelle) restent très largement méconnus (sauf pour les oiseaux et, dans une

moindre mesure, les chauve-souris et les amphibiens; voir section 3.2.2). Pour ces organismes, la grande majorité des études écotoxicologiques des effets des PPP est basée sur des expositions réalisées en conditions contrôlées associées à des mesures de réponses aux échelles individuelles et infra-organisme. Cela rend donc difficile la transposition des résultats à des échelles populationnelles dans les écosystèmes contaminés. Ainsi, s'il est possible de conclure que certaines de ces substances peuvent induire des effets sur les espèces exposées en conditions expérimentales, leur potentiel à affecter les individus et les populations en milieu naturel reste généralement à démontrer.

4. Conséquences de l'utilisation des PPP sur les fonctions écosystémiques

4.1. Cadre conceptuel mis en œuvre dans l'ESCo

Afin de prendre en considération la biodiversité dans toutes ses dimensions, incluant la dimension fonctionnelle, nous avons proposé dans le cadre de l'ESCo une classification basée sur douze catégories principales de fonctions écosystémiques qui peuvent être directement liées aux processus écologiques mobilisés dans l'évaluation des impacts des PPP sur les écosystèmes terrestres et aquatiques. Cette nouvelle classification s'inspire principalement de celle publiée par De Groot *et al*. (2002) et revisitée par Pettorelli *et al*. (2018). Les définitions de chacune de ces douze catégories (Tableau 19-1), sont détaillées dans le chapitre concernant le cadrage scientifique de l'ESCo (Chapitre 3, Tableau 3-1).

Tableau 19-1. Classification proposée dans le cadre de l'ESCo des fonctions écosystémiques potentiellement touchées par les PPP (les définitions et une liste illustrative et non exhaustive des paramètres fonctionnels connexes employés en écotoxicologie sont fournies dans le Chapitre 3 ; Tableau 3-1)

F1	Régulation des échanges gazeux
F2	Dissipation des contaminants dans les écosystèmes terrestres et aquatiques
F3	Résistance aux perturbations
F4	Rétention d'eau dans les sols et les sédiments
F5	Régulation des flux d'eau
F6	Albédo et réflexion
F7	Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques
F8	Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques
F9	Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments
F10	Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques
F11	Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques
F12	Fourniture et maintien des habitats et des biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques

Ce besoin de classifier et de proposer des définitions communes pour les fonctions écosystémiques s'est révélé d'autant plus fort que l'analyse du corpus a mis en évidence que les effets fonctionnels des PPP ne sont généralement abordés qu'à travers des activités biologiques et des processus écologiques, avec des références hétérogènes aux fonctions systémiques associées suivant les types d'organismes et milieux considérés.

4.2. Un impact avéré de différents PPP sur un large panel de fonctions écosystémiques

Les connaissances disponibles dans la littérature permettent de mettre en exergue, dans les milieux terrestres et aquatiques, l'impact de différents PPP sur la plupart des catégories de fonctions écosystémiques, parmi lesquelles, la régulation des échanges gazeux (F1), la dissipation des contaminants (F2), la résistance aux perturbations (F3),

la production de matière organique (F7), la régulation des cycles de nutriments (F8), la dispersion de propagules (F10), la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques (F11) et la fourniture et le maintien des habitats et biotopes (F12).

4.2.1. Effets des PPP sur la régulation des échanges gazeux

Les effets des PPP sur la régulation des échanges gazeux (F1) sont principalement abordés à travers l'étude de trois processus écologiques, la photosynthèse, la fixation d'azote atmosphérique et la respiration aérobie, *via* des mesures d'activités potentielles ou réelles. Il s'agit de l'activité photosynthétique chez les différents producteurs primaires (incluant les microorganismes) contribuant à la consommation de CO_2, de l'activité nitrogénase chez les bactéries (dont certaines associées aux plantes) et les cyanobactéries permettant la fixation de l'azote atmosphérique N_2, et de la consommation d'O_2 et/ou la production de CO_2 (mesurée principalement chez les microorganismes hétérotrophes) dans le cadre de la respiration aérobie. Les herbicides sont clairement les PPP organiques qui ont le plus d'impact sur l'activité photosynthétique de l'ensemble des producteurs primaires (Vonk et Kraak, 2020) et sur l'activité nitrogénase des bactéries associées aux plantes et des cyanobactéries (Breda-Alves *et al.*, 2021). Cependant, les herbicides pour lesquels les effets les plus forts ont été démontrés, en particulier les inhibiteurs du photosystème II (triazines, urées, etc.), sont pour la plupart interdits en usages phytopharmaceutiques, même si certains sont encore bien présents dans l'environnement (voir section 1.2). Par ailleurs, il est clairement démontré que des concentrations environnementales de cuivre peuvent impacter négativement la régulation des échanges gazeux par les communautés microbiennes phototrophes et hétérotrophes, en milieux terrestres et aquatiques. Des effets du cuivre ont ainsi été relevés sur l'activité photosynthétique de microalgues et cyanobactéries présentes dans les milieux aquatiques continentaux (Massieux *et al.*, 2004) et marins (Gustavson *et al.*, 1999), sur l'activité nitrogénase de cyanobactéries du sol (Crouzet et Bérard, 2017), et sur la respiration microbienne dans les sols (Vazquez-Blanco *et al.*, 2020) et les milieux aquatiques (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018). Les effets du cuivre sont toutefois très variables suivant les propriétés du milieu et le niveau de sensibilité des communautés microbiennes, qui semblent posséder une grande capacité à s'adapter à ce toxique, augmentant ainsi leur niveau de tolérance et leur faculté de résilience (Gustavson *et al.*, 1999; Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020).

4.2.2. Effets des PPP sur la dissipation des contaminants

Concernant la dissipation des contaminants (F2), il apparaît que la capacité de biodégradation de certains PPP par les communautés microbiennes terrestres et aquatiques peut être augmentée par des expositions prolongées et/ou répétées à ces substances. Cette augmentation témoigne d'une adaptation fonctionnelle qui traduit des remaniements structurels (sélection des populations dotées de capacités de biodégradation) et/ou d'une évolution génétique (notamment du fait de la sélection et de transferts horizontaux de variants adaptés). Ce type d'adaptation fonctionnelle a pu être démontré avec différentes substances telles que des herbicides de la famille des phénylurées (ex. diuron ; Pesce *et al.*, 2009b), des insecticides de la famille des carbamates (ex. méthomyl, carbaryl et carbofuran ; Tien *et al.*, 2013) ou encore des herbicides de la famille des triazines (ex. atrazine ; Yale *et al.*, 2017). Il a été montré, dans le cas de l'atrazine, que cette capacité de dégradation pouvait être maintenue chez certaines populations bactériennes pendant plusieurs années en absence de traitement via la conservation des gènes de dégradation (Yale *et al.*, 2017). Cependant, il est difficile à ce jour de quantifier *in natura* l'influence de cette activité de biodégradation sur l'atténuation des PPP dans les différents compartiments de l'environnement et d'évaluer ses conséquences sur la contamination des milieux par les produits de transformation, dont les concentrations et les effets écotoxicologiques sont méconnus. De plus, comme mentionné précedemment (voir section 2.4.1), se pose la question du coût d'une telle adaptation à l'échelle des communautés dans lesquelles les populations capables de dégrader les PPP se développent. Ce type d'adaptation peut être inhibée par la présence d'autres PPP et elle est influencée par différents facteurs environnementaux tels que la température ou la présence de matière organique exogène. Par ailleurs, la dégradation est souvent incomplète et elle conduit à la formation de produits de transformation dont le devenir et les effets dans l'environnement sont souvent méconnus.

4.2.3. Effets des PPP sur la résistance aux perturbations

Les effets des PPP sur la résistance aux perturbations (F3) sont relativement peu abordés dans la littérature. Cependant, plusieurs études suggèrent une augmentation de la vulnérabilité de certaines populations aux parasites ou aux agents pathogènes en réponse à une exposition à divers PPP du fait de phénomènes d'immunodépression (ex. insecticides néonicotinoïdes pour l'abeille sauvage (Brandt *et al.*, 2020) ou la chauve-souris (Mineau et Callaghan, 2018) ; insecticides organochlorés pour différentes espèces d'amphibiens (Venturino *et al.*, 2003) ; herbicide glyphosate pour certains poissons (Annett *et al.*, 2014) ; ou différents PPP pour l'huître creuse du Pacifique (Gagnaire *et al.*, 2007)). On peut ainsi noter que certains auteurs ont attribué l'augmentation des maladies bactériennes chez les oiseaux au cours des deux dernières décennies à une altération de l'immunité liée à l'exposition aux pesticides, en particulier aux néonicotinoïdes (Mason *et al.*, 2013). Par ailleurs, les effets sublétaux de PPP peuvent induire une réduction des capacités locomotrices entraînant ainsi une augmentation de la vulnérabilité à la prédation (phénomène observé chez différents vertébrés suite à leur exposition à des PPP neurotoxiques tels que les organophosphorés et les carbamates ; Lambert *et al.*, 2005) ou au changement climatique (ex. diminution de la capacité d'expansion vers le Nord chez la demoiselle *Coenagrion scitulum* exposée au stade larvaire à l'insecticide pyréthrinoïde esfenvalérate ; Dinh *et al.*, 2016). Le coût de l'adaptation génétique aux PPP mentionnée plus haut (voir section 2.4.1) peut également se traduire par une plus grande vulnérabilité aux parasites comme chez la daphnie exposée de façon chronique à l'insecticide carbaryl (Jansen *et al.*, 2011) ou aux prédateurs, comme chez le moustique *Culex pipiens*, exposé au stade larvaire au chlorpyrifos (Delnat *et al.*, 2019).

4.2.4. Effets des PPP sur la production de matière organique

Concernant la production de matière organique (F7), celle-ci est assurée en grande partie par la production primaire carbonée réalisée par les organismes photosynthétiques, et plus particulièrement les végétaux et microorganismes possédant en commun la chlorophylle a, avec une production primaire nette annuelle relativement similaire entre les écosystèmes continentaux (terrestres et aquatiques) et marins, alors que les biomasses et temps de renouvellement des producteurs primaires sont très différents entre milieux aquatiques et milieux terrestres (Field *et al.*, 1998). Compte tenu du rôle écologique des producteurs primaires, il est donc attendu que les PPP les plus toxiques pour ce type d'organismes, à savoir les herbicides et le cuivre (voir section 3.3.1), exercent l'impact direct le plus important sur la production de matière organique. Ainsi, l'impact de ces PPP sur ces organismes va diminuer leur biomasse et impacter leur qualité nutritive, ce qui peut avoir des effets sur les niveaux trophiques supérieurs (Mensens *et al.*, 2018).

4.2.5. Effets des PPP sur la régulation des cycles de nutriments

La régulation des cycles de nutriments (F8) est fortement perturbée par les PPP, car de nombreuses substances inhibent les processus de dégradation de la matière organique dans les différents compartiments composant les milieux terrestres et aquatiques. La littérature rapporte principalement des effets sur la dégradation de la matière organique particulaire (litières végétales), réalisée à la fois par les microorganismes et les invertébrés. Compte tenu du rôle prépondérant des communautés fongiques (en particulier les hyphomycètes), Les effets négatifs sur la décomposition microbienne de cette matière organique particulaire sont majoritairement constatés lors de l'application de fongicides, en particulier le tébuconazole, l'azoxystrobine, le chlorothalonil ou encore le cuivre (ex. Artigas *et al*. (2012) ; Fernandez *et al*. (2015) ; Duarte *et al*. (2008) ; Schoffer *et al*., (2020)). Rasmussen *et al*. (2012) ont ainsi mis en évidence une inhibition par les PPP de la décomposition de litières végétales dans des cours d'eau situés dans des bassins versants agricoles en comparaison à ceux situés en zones forestières, et ce malgré un possible effet positif des nutriments, issus des engrais utilisés en agriculture, sur ce processus de décomposition. Dans le milieu aquatique, l'activité de dégradation des litières végétales par les communautés d'invertébrés terrestres et aquatiques est aussi impactée par les PPP et d'autres substances toxiques. Ainsi, une méta-analyse de la littérature multi-contaminants et incluant les organismes microbiens a confirmé le rôle majeur des macro-invertébrés dans l'explication de la réduction de ce processus écologique au sein des écosystèmes

aquatiques contaminés (Peters *et al.*, 2013). L'impact spécifique des PPP (incluant des herbicides, fongicides et insecticides) sur l'activité de dégradation des invertébrés a pu être illustré dans une étude menée sur différents cours d'eau en contexte agricole du sud-ouest de la France soumis à la pression PPP (Brosed *et al.*, 2016) confirmant ainsi les résultats obtenus par Schafer *et al.* (2007) en Bretagne. En milieu aquatique comme en milieu terrestre, parmi les PPP, les insecticides mais aussi le cuivre sont les principaux responsables de l'inhibition de cette activité chez les invertébrés. Ainsi, une étude réalisée dans des cours d'eau allemands situés en zone viticole a montré que la contamination au cuivre, issue de son usage fongicide, a un effet fort sur la dégradation de litière (jusqu'à 100% d'inhibition dans les sites les plus contaminés), effet potentiellement atténué par un remplacement d'espèces au sein des communautés de crustacés détritivores (Fernandez *et al.*, 2015). En milieu terrestre, Pearsons et Tooker (2021) ont montré que l'enrobage des semences par des néonicotinoïdes ou l'application par pulvérisation d'un insecticide pyréthrinoïde affectaient significativement ce processus écologique tandis que Martinez *et al.* (2016) ont mis en évidence que des concentrations sublétales de cuivre pouvaient avoir le même type d'effet.

Par ailleurs, les effets des PPP sur la régulation des cycles de nutriments, via la décomposition microbienne de matière organique, sont également beaucoup étudiés dans le sol et les milieux aquatiques continentaux (eau de surface et sédiment) à travers la mesure de différentes activités enzymatiques impliquées dans les cycles biogéochimiques (C, N, P, S). Il est très difficile de tirer des conclusions à ce sujet car les réponses microbiennes observées sont généralement très variables (de l'inhibition à la stimulation) suivant le contexte environnemental et le niveau de temporalité considérés (voir par exemple Nguyen *et al.* (2016) concernant les effets du glyphosate dans les sols). **On peut cependant observer un certain consensus concernant le cuivre, pour lequel des effets sont mis en évidence, avec des concentrations environnementales, sur un large panel d'activités microbiennes hétérotrophes impliquées dans les cycles biogéochimiques**, tant dans les milieux terrestres (Wang *et al.*, 2009) qu'aquatiques (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018; Pesce *et al.*, 2018).

4.2.6. Effets des PPP sur la dispersion des propagules

La dispersion des propagules (F10) est également affectée par les PPP dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. La très grande majorité des connaissances à ce sujet concerne la pollinisation, du fait notamment du rôle avéré des PPP sur le déclin des populations d'insectes, incluant les insectes pollinisateurs (voir section 3.2.1). Toutefois, il apparaît que relativement peu de travaux évaluent les effets des PPP sur le processus de pollinisation en lui-même, la majorité de la littérature se limitant à l'étude des pollinisateurs sans réellement mesurer leur activité de pollinisation (Uhl et Brühl, 2019). Malgré cela, il a été démontré que l'exposition aux pesticides, et notamment aux insecticides néonicotinoïdes, peut réduire la pollinisation dans différents contextes agricoles (ex. pomiculture, Stanley *et al.*, 2015 ; ou viticulture, Brittain *et al.*, 2010). Plusieurs études réalisées dans différents types de cultures montrent également que les taux de visite des fleurs et l'intensité de la pollinisation sont plus élevés dans les systèmes en agriculture biologique en comparaison de systèmes conventionnels (Andersson *et al.*, 2012; Andersson *et al.*, 2014; Hardman *et al.*, 2016). Cependant, cela n'est pas toujours vérifié (Porcel *et al.*, 2018), l'impact des PPP sur la pollinisation pouvant être influencé par différents facteurs tels que les traits d'histoire de vie des insectes pollinisateurs et le degré de spécialisation des interactions entre plantes et insectes (Brittain et Potts, 2011). Cet impact peut également être indirect (i.e. non lié à une toxicité directe sur les organismes pollinisateurs), en réponse par exemple au déclin de la diversité végétale ou de l'inhibition de la floraison des plantes supérieures induit par une exposition aux herbicides (Dupont *et al.*, 2018).

Par ailleurs, les PPP, et en particulier les fongicides, impactent également la sporulation des hyphomycètes dans les milieux aquatiques. L'inhibition de ce processus a ainsi été mis en évidence pour différents fongicides de synthèse incluant l'azoxystrobine (Gardestrom *et al.*, 2016) et différentes substances azolées comme le tébuconazole et le clotrimazole (Pimentao *et al.*, 2020), mais aussi pour le cuivre (Duarte *et al.*, 2008).

4.2.7. Effets des PPP sur la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques

Les effets des PPP sur la fourniture et le maintien de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F11) sont décrits ci-dessus dans la section 3. Au-delà de ces effets, la littérature met également en évidence un impact des PPP sur de nombreuses interactions biotiques dans ces écosystèmes (F11). Celles-ci incluent les interactions entre les végétaux et les pollinisateurs (voir sections 3.2.1 et 4.2.5) mais aussi entre les végétaux et les microorganismes symbiotiques associés à leurs racines et favorisant leur croissance, tels que les mycorhizes et les rhizobactéries fixatrices d'azote. Le plus souvent, les études à ce sujet portent uniquement sur les effets des PPP sur les microorganismes, sans appréhender les conséquences indirectes sur les plantes. Bien que quelques résultats soient parfois contradictoires, les rares travaux qui abordent les effets des PPP sur les plantes à travers la réponse aux PPP des microorganismes symbiotiques associés aux racines montrent généralement un impact négatif de ces substances, en particulier les fongicides à travers les mycorhizes (Hage-Ahmed *et al.*, 2019) et les insecticides et fongicides (dont le cuivre) à travers les rhizobactéries (Ahemad et Khan, 2010; Rodrigues *et al.*, 2020; Sharaff et Archana, 2015). La contamination des récifs coralliens par plusieurs herbicides soulève également des questions compte tenu du fait que les coraux hermatypiques sont fortement dépendants de leur symbiose avec les zooxanthelles (Dinoflagellés du genre *Symbiodinium*). Celles-ci présentent en effet une forte sensibilité à ces substances (en particulier aux inhibiteurs du photosystème II tels que les urées substituées et les triazines) avec des inhibitions partielles de leur activité photosynthétique à des concentrations très faibles dans l'eau de mer (inférieures au µg/L ; Salvat *et al.*, 2012; Salvat *et al.*, 2016).

Différents animaux terrestres et aquatiques peuvent également être impactés par les PPP consécutivement à des effets sur leur microbiote. Ces effets restent relativement peu étudiés mais des travaux récents ont permis de mettre en évidence l'influence de divers PPP sur différents types de microbiotes. On peut citer par exemple la modification du microbiote des larves d'abeilles domestiques par l'herbicide glyphosate (Castelli *et al.*, 2021; Motta *et al.*, 2020) ou par les fongicides carboxamide et boscalid dans un contexte d'infection par le parasite *Nosema ceranae* (Paris *et al.*, 2020). Des cas de dysbiose ont aussi été décrits chez des oiseaux, des mammifères ou des amphibiens (stade adulte) exposés au glyphosate ou à l'insecticide trichlorfon (Crisol-Martinez *et al.*, 2016; Dechartres *et al.*, 2019; Zhao *et al.*, 2021). Deux revues récentes permettent une vision globale et détaillée des connaissances actuelles, très circonscrites à des animaux modèles de laboratoire (Chiu *et al.*, 2020; Syromyatnikov *et al.*, 2020).

Par ailleurs, plusieurs études se sont intéressées aux impacts des PPP sur les interactions biotiques en lien avec la fonction de prédation des insectes ravageurs des cultures, mettant en évidence dans de nombreux cas un effet négatif sur les auxiliaires et/ou leur capacité à consommer des proies (Afza *et al.*, 2019; Douglas *et al.*, 2015; Martinou *et al.*, 2014). Le phénomène de cascade trophique a également été suggéré concernant les rodenticides, avec à la clé un risque de perte du service de régulation biologique fourni par les prédateurs sur les ravageurs qui sont les cibles des traitements (Jacquot *et al.*, 2013; Baudrot *et al.*, 2020; Donazar *et al.*, 2016; Fernandez-de-Simon *et al.*, 2019). Dans ce contexte, l'utilisation des PPP pour maintenir de faibles densités de ravageurs affaiblirait, voire supprimerait dans les cas les plus extrêmes, les populations de leur prédateur, amenant les dynamiques de populations de ravageurs à être principalement, voire uniquement, régulées par l'usage des PPP du fait d'une diminution de la prédation naturelle. De manière plus générale, les PPP peuvent modifier les interactions biotiques mises en jeu dans les relations de types « *bottom-up* » (régulées par les proies) et « *top-down* » (régulées par les prédateurs), qui sont des relations dites verticales, et dans les relations de compétition, dites horizontales, même si ces dernières sont moins étudiées. Le type de régulation verticale (i.e. « *bottom-up* » ou « *top-down*) mis en jeu dans la propagation des effets des PPP varie en fonction de la composition des réseaux trophiques et du type de PPP considéré (et de la sensibilité des organismes des différents niveaux trophiques). Des variations saisonnières peuvent ainsi être observées, selon les cycles de vie des organismes et les périodes d'usage des différents PPP (Rybicki et Jungmann, 2018). A ce jour, les effets indirects des PPP sur les réseaux trophiques (relations proies/prédateurs, compétition…) sont principalement documentés par des approches expérimentales, même s'ils sont également suggérés par diverses observations de terrain. De récents travaux ont ainsi permis de mettre en évidence, à partir de données collectées dans des cours d'eau européens, des

corrélations négatives entre la toxicité de différents contaminants recensés (incluant des PPP) sur les organismes photosynthétiques et la diversité des invertébrés peuplant ces milieux (De Castro-Catala *et al.*, 2020). Pour autre exemple, il apparaît également que les principaux effets indirects de l'usage de PPP sur la faune sauvage repose sur des cascades trophiques liées à la réduction des proies ou plus largement à la réduction des ressources alimentaires (Clements et Rohr, 2009; Rohr *et al.*, 2006; Kohler et Triebskorn, 2013). Gibbons *et al.* (2015) ont ainsi montré que les effets indirects des PPP sur les vertébrés s'exercent le plus souvent de l'une des trois manières suivantes : (1) par la réduction de la nourriture à base de graines pour les granivores suite à l'application d'herbicides ; (2) par la réduction des proies arthropodes pour les insectivores suite à l'application d'insecticides ou de fongicides ayant des propriétés insecticides ou (3) par la perte de plantes hôtes d'insectes suite à l'application d'herbicides et les impacts secondaires pour les insectes dépendants et les insectivores. Ce dernier point fait appel à la notion de perte d'habitat abordée ci-dessous.

4.2.8. Effets des PPP sur la fourniture et le maintien des habitats et des biotopes

En complément aux interactions biotiques mentionnées précédemment, l'impact des PPP sur certains organismes peut se traduire par une modification des habitats et des biotopes (F12). Les impacts des herbicides sur la diversité et la biomasse des plantes non ciblés par les traitements (en particulier en période de floraison) peuvent notamment réduire les habitats des invertébrés terrestres. A titre d'exemple, cela est particulièrement bien documenté pour le glyphosate. Des effets indirects néfastes de cet herbicide sont ainsi décrits sur différents invertébrés du fait d'une modification de leur habitat suite aux effet directs sur la végétation incluant des plantes hôtes spécifiques nécessaires à la reproduction et au développement de papillons (Giuliano *et al.*, 2018; Pleasants et Oberhauser, 2013; Bohn et Lovei, 2017), la canopée abritant différents invertébrés (ex. Aranéides, Coléoptères, Diptères) inféodés à celle-ci (Watts *et al.*, 2016) ou encore la végétation propice à l'implantation et la survie de différentes araignées (Prosser *et al.*, 2016; Marliac *et al.*, 2016). Ce constat concerne également les milieux aquatiques dans lesquels il a été démontré que les herbicides pouvaient exercer un effet indirect sur les invertébrés suite à une modification du biotope et de l'habitat découlant d'un effet direct sur les macrophytes (Baker *et al.*, 2014; Hashimoto *et al.*, 2019; Ito *et al.*, 2020). Concernant le milieu marin, de Caralt *et al.* (2020) suggèrent que les régressions d'herbiers à fucales (macroalgues brunes) observées en Méditerranée peuvent être partiellement attribuables aux contaminations de la zone côtière par les PPP (en particulier les herbicides et le cuivre). Ces herbiers jouent un rôle écologique majeur, notamment en terme de structuration de l'habitat, dans les écosystèmes benthiques de faible profondeur sur les côtes rocheuses méditerranéennes.

4.3. Pistes d'amélioration pour l'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques

4.3.1. Améliorer le réalisme des études en conditions expérimentales contrôlées et renforcer la robustesse des conclusions issues des suivis *in situ*

Le paragraphe 2 décrit la complexité des relations entre la contamination, l'exposition des organismes et les effets qui en découlent, surtout si on tient compte, entre autres, des processus évolutifs, des interactions biotiques ou encore des effets mélanges ou multi-stress (notamment dans le cadre du changement climatique). En complément, la littérature concernant les effets des PPP sur un large panel d'organismes terrestres et aquatiques met clairement en évidence que ces effets sont très dépendants des substances, des organismes, de leur sensibilité et de leur capacité d'adaptation mais aussi du stade de développement, des traits de vies, de la période d'application et d'exposition, et du contexte environnemental. Les approches en conditions contrôlées au laboratoire (ex. microcosmes) ou *in situ* (ex. mésocosmes ou parcelles instrumentées) sont requises lorsqu'elles sont possibles (ce qui n'est pas le cas pour les organismes de grande taille et/ou à forte mobilité) pour tester l'influence de certains de ces paramètres et leurs éventuelles interactions.

La motivation principale des approches en microcosmes ou mésocosmes, qui peuvent être réalisées à l'échelle des communautés est, en complément des approches de terrain et des approches toxicologiques, d'être en mesure

de proposer des relations de cause à effet qui soient à la fois mieux soutenues statistiquement (en comparaison aux approches corrélatives de terrain), et plus pertinentes d'un point de vue écologique (en comparaison aux bioessais). Dans le contexte actuel de changement global, la pertinence de ces approches est indéniable, car elles seules permettent de proposer des projections sous différents scénarios climatiques (ex. augmentation des températures ou de l'amplitude de leurs fluctuations, augmentation des fréquences et de l'amplitude des évènements extrêmes tels que les sécheresses, les inondations ou les cyclones, etc.) ou impliquant des stress multiples. Néanmoins, les conclusions issues de ces études sont spécifiques aux dispositifs expérimentaux utilisés et se limitent aux conditions et scénarios d'exposition choisis. Ainsi, **il est important de noter que si les connaissances acquises dans les conditions contrôlées sont utiles, leur prise en considération n'est pas suffisante pour garantir l'absence d'effets (ou à l'inverse l'existence d'effets) dans des contextes plus réalistes et souvent plus complexes** (i.e. avec des échelles de temps plus longues, des connectivités spatiales, des interactions biologiques variées, des contaminations multiples, des conditions variables, etc.)**.** Ainsi, les seuils d'effets des PPP observés *in situ* sont dans certains cas largement plus bas que dans les études réalisées en microcosmes ou mésocosmes. Cela a notamment été mis en évidence dans le cadre d'études s'appuyant sur des unités toxiques (issues de données expérimentales) et concernant les invertébrés inféodés aux milieux aquatiques, avec des différences de seuil pouvant atteindre un facteur 1 000 (Schafer *et al.*, 2007; Schafer *et al.*, 2012; Liess *et al.*, 2021). Ce type d'estimation remet clairement en question la pertinence des valeurs de facteurs de sécurité actuellement appliqués pour déterminer des seuils réglementaires d'effets à partir de valeurs de toxicité issues de tests de laboratoire (Orlinskiy *et al.*, 2015).

Pour renforcer la pertinence et la puissance des approches en conditions expérimentales contrôlées, l'implication de divers organismes représentatifs des réseaux trophiques (incluant des relations verticales et horizontales) et plus largement des différentes fonctions écologiques réalisées dans les écosystèmes aquatiques, est un élément critique.

Par ailleurs, et comme mentionné ci-dessus, ces approches ne sont pas mobilisables pour les organismes les plus grands et/ou les plus mobiles et elles ne sont pas forcément adaptées pour ceux présentant des cycles de vie de plusieurs mois, voire plusieurs années. **La mise en place de dispositifs de terrain ambitieux est indispensable pour permettre de séparer l'influence des PPP des différents facteurs environnementaux sur les populations**. Pour ce faire, il s'agit notamment de définir un nombre suffisant de sites sélectionnés pour présenter des gradients orthogonaux des variables d'intérêt et dans lesquels les tendances de populations, la santé des individus et leur performance démographique, la qualité de l'environnement (paysage, habitat, nourriture, pathogènes, pratiques agricoles, traitements PPP…) sont mesurés de façon concomitante. **Bien que corrélatives, ces approches peuvent permettre de se placer dans des conditions semi-contrôlées si elles sont correctement dimensionnées. La mise en place de dispositifs opérationnels et durables devrait s'appuyer sur des plateformes déjà existantes à l'échelle internationale et nationale, par exemple le réseau des Zones Ateliers (dont certaines intègrent une dimension agricole) ou l'initiative inter infrastructures RECOTOX.** Elle nécessite également un effort important de stockage, partage et traitement des données (et métadonnées associées), qui doit être organisé et encadré à l'échelle de l'ensemble de la communauté scientifique travaillant sur le sujet, en impliquant si possible l'ensemble des acteurs susceptibles de générer et/ou utiliser ces données.

4.3.2. Mieux évaluer le niveau de spécificité des indicateurs utilisés pour évaluer les effets des PPP et en développer de plus spécifiques

Le contexte mentionné précédemment, concernant les stress multiples et la multitude des facteurs environnementaux pouvant entraîner des réponses biologiques, soulève également la question du niveau de spécificité des indicateurs utilisés pour évaluer les effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques. En effet, établir avec robustesse des relations de cause à effet entre l'exposition à ces substances et les réponses biologiques observées à différentes échelles dans les écosystèmes (qui sont par nature complexes) reste un exercice difficile en écotoxicologie. Il s'agit pourtant d'un enjeu important d'autant qu'il existe un intérêt grandissant pour les approches basées sur les effets dans le cadre des démarches de surveillance réglementaire de la qualité écologique des milieux contaminés (Wernersson *et al.*, 2015; Brack *et al.*, 2019). Dans ce contexte, il

apparait nécessaire d'évaluer le degré de spécificité des indicateurs existants et utilisés dans la littérature scientifique. A l'échelle des communautés, on peut notamment citer les indicateurs basés sur l'étude des traits biologiques et écologiques (Diaz *et al.*, 2013), tels que la méthode SPEAR (*Species at risk* ; Liess *et al.*, 2005), ou ceux basés sur l'étude des capacités de tolérance des communautés, telle que la méthode PICT (*Pollution induced community tolerance* ; Tlili *et al.*, 2016, voir Annexe de la Partie II). En complément, il est également nécessaire de développer de nouveaux biomarqueurs et indicateurs spécifiques, à différentes échelles biologiques. Comme mentionné par ailleurs (voir section 7.1.5), une mobilisation renforcée et la combinaison des approches « -omiques », pour appréhender les réponses écotoxicologiques, pourrait contribuer à atteindre cet objectif.

Le développement et l'application de ces indicateurs, en s'appuyant sur la prise en compte des modes d'action et en les validant dans des approches expérimentales, permettraient de tendre vers des explications plus mécanistiques des effets observés, en complément aux démarches corrélatives qui sont actuellement majoritaires dans les approches *in situ*, et qui doivent également être mieux mobilisées (voir section 4.3.1), notamment pour appréhender les effets indirects des PPP. *In fine*, la combinaison d'indicateurs spécifiques et d'indicateurs écologiques plus classiques permettrait de mieux quantifier le rôle des PPP dans le déclin généralisé de certaines populations à l'échelle européenne (insectes, oiseaux agricoles, amphibiens, chauve-souris, etc.), voire éventuellement de détecter d'autres effets sur les communautés dont la diversité et/ou la sensibilité aux PPP utilisés actuellement est encore peu connue. Comme mentionné précedemment pour les données (et métadonnées associées), la génération de différents indicateurs engendre un enjeu important concernant la compilation, le partage et le traitement de l'information afin de pouvoir exploiter au mieux les sorties scientifiques, voire opérationnelles, de ce type d'approche multi-indicateurs.

4.3.3. Mieux prendre en compte les fonctions écosystémiques dans l'étude des impacts fonctionnels des PPP

Certaines fonctions ne sont quasiment pas abordées en termes d'impacts des PPP. C'est le cas notamment des fonctions concernant la rétention et la régulation des flux d'eau dans les sols et les sédiments (F4 et F5), l'albédo et la réflexion (F6) ou encore la formation et le maintien de la structure des sols et des sédiments (F9). Pourtant, les effets des PPP rapportés sur la biodiversité et sur une large gamme d'activités biologiques et processus écologiques impliquant divers organismes peuplant les milieux terrestres et aquatiques, en particulier les plantes, les microorganismes et les invertébrés, sont susceptibles d'impacter ces fonctions. Il est par exemple vraisemblable que les effets des herbicides, en agissant sur la biomasse, la physiologie et la diversité des producteurs primaires, puissent impacter indirectement la rétention et la régulation des flux d'eau (ex. modifications du couvert racinaire et de la biomasse microbienne photosynthétique en surface des sols ; Zaady *et al.*, 2013) ainsi que l'albédo (ex. modifications du couvert végétal aérien). Ils peuvent aussi impacter les fonctions anti-érosion des producteurs primaires (Zaady *et al.*, 2004; Murphy et Tolhurst, 2009; Crouzet *et al.*, 2019), ce qui pourrait exacerber l'érosion côtière ou des rives, les inondations (milieux aquatiques), les coulées de boue et autres phénomènes d'érosion (terrestre) accrues par le changement climatique, voire le transfert de PPP (Sabatier *et al.*, 2021). Par ailleurs, la bioturbation (i.e. processus de transport effectués par les animaux qui affectent directement ou indirectement le sol et les sédiments, et qui comprennent à la fois le remaniement des particules et la ventilation des terriers (Kristensen *et al.*, 2012) est également un processus écologique pour lequel des effets des PPP sont rapportés. Par exemple, plusieurs travaux ont démontré un impact du cuivre sur la structure de sols contaminés suite à une diminution de l'activité de « fouisseur » des vers de terre (Van Zwieten *et al.*, 2004; Eijsackers *et al.*, 2005). De tels effets peuvent avoir des conséquences sur les fonctions de rétention et de régulation des flux d'eau ainsi que sur le maintien de la structure des sols et des sédiments. Ce constat renforce le besoin de dépasser l'étude d'impacts sur les activités biologiques et les processus écologiques en développant des approches permettant de mieux prendre en compte la notion de fonction écosystémique (voire de service écosystémique). Dans cette optique, il pourrait notamment être intéressant de développer des indicateurs d'impacts basés sur les traits fonctionnels des différents organismes (Diaz *et al.*, 2013), en portant une attention particulière aux espèces et communautés considérées comme ingénieurs de l'écosystème du fait de la forte influence de leur activité sur la structure physique des habitats (Jones *et al.*, 1994). Il serait également pertinent de mieux mobiliser, dans les études d'impact des PPP, des indices

fonctionnels visant à approcher tant que possible l'échelle écosystémique (ex. taux de dégradation des litières par les microorganismes et les invertébrés, mesure de la pollinisation…). Enfin, il serait important de mieux appréhender le rôle de la redondance fonctionnelle sur l'atténuation des conséquences fonctionnelles de l'impact des PPP.

4.3.4. Mieux prendre en compte les effets sublétaux pour mieux appréhender les effets directs des PPP

La compréhension des mécanismes impliqués dans les déclins des populations, incluant ceux dus aux PPP, nécessite **une plus grande intégration des réponses mesurées en associant aux suivis de tendances populationnelles, des mesures individuelles et infra-individuelles**, notamment celles en lien avec les modes d'actions des PPP et les déterminants de la *fitness* individuelle des organismes conditionnant la dynamique des populations. De plus en plus de travaux mettent ainsi en évidence des effets sublétaux perturbateurs des fonctions régulatrices des organismes (hormonales, neurologiques, immunitaires, liées au microbiote), bien qu'ils soient encore très peu étudiés pour une grande part des groupes biologiques. Ces effets peuvent entrainer des répercussions sur les populations en impactant par exemple les aptitudes à la reproduction, le nourrissage, la prédation (ou l'anti-prédation) ou encore l'orientation (ex. Lambert *et al*., 2005; Eng *et al*., 2017). **L'étude des effets sublétaux devrait également mieux tenir compte des effets évolutifs, qui sont probablement largement sous-estimés à ce jour, et qui posent la question du coût physiologique ou écologique associé** (Coustau *et al*., 2000; Hartz *et al*., 2021).

4.3.5. Mieux prendre en compte les interactions biotiques pour mieux appréhender les effets indirects des PPP

Les conclusions de l'ESCo mettent en évidence l'influence des différents types d'interactions biotiques (symbiose microbiote-hôte, relations proies-prédateurs, compétitions, habitats…) dans la propagation des effets des PPP. Cependant, les connaissances à ce sujet restent relativement fragmentaires. Par exemple, peu d'interactions trophiques sont étudiées au regard du nombre d'interactions trophiques dans les écosystèmes et la notion de compétition est rarement prise en considération. Il s'avère donc nécessaire d'améliorer les connaissances sur la contribution relative des effets directs et des effets indirects, en considérant les effets indirects verticaux et horizontaux. Les impacts des PPP sur les différents microbiotes sont également peu caractérisés alors qu'ils peuvent avoir des conséquences importantes sur les organismes exposés.

De manière générale, il semble important dans les études d'impacts des PPP de mobiliser des jeux d'indicateurs considérant différents types d'organismes (répartis sur plusieurs niveaux trophiques et impliqués dans différentes fonctions écosystémiques) afin intégrer la toxicité directe des substances (selon leur mode d'action) et les effets indirects selon les caractéristiques du système étudié.

5. Conséquences de l'utilisation des PPP sur les services écosystémiques

5.1. Introduction

La prise en compte des impacts des PPP sur les services écosystémiques est l'une des particularités de cette ESCo. Cette démarche est en adéquation avec la préoccupation croissante, de la part de certains acteurs de la société et notamment des pouvoirs publics, vis-à-vis de l'impact de certaines pratiques agricoles sur les services écosystémiques. Les conséquences des PPP sur ces services sont également un sujet qui suscite un intérêt croissant, mais encore timide, au sein de la communauté scientifique (voir Chapitre 3). Si cette question est encore peu abordée aujourd'hui dans la littérature scientifique, elle prend une importance grandissante comme en témoigne la multiplication par un facteur 10 du nombre de publications sur ce thème entre 2001 et 2019.

Au sein de cette thématique, des déséquilibres très marqués apparaissent en termes de connaissance disponible. Concernant les milieux considérés, le milieu terrestre est majoritairement étudié et par conséquent, les milieux aquatiques continentaux et marins sont peu renseignés. Pour ce qui est des services écosystémiques, quatre d'entre eux font l'objet d'une attention particulière : la production alimentaire, la lutte biologique, la pollinisation et la qualité de l'eau. Enfin, en ce qui concerne les méthodes d'évaluation utilisées, ce sont les méthodes économiques qui figurent largement en tête devant les méthodes d'évaluation biophysique et sociale. Il résulte de ces déséquilibres une connaissance encore très fragmentaire qui justifie le développement d'études complémentaires. Il en résulte également une approche orientée selon une logique productive et économique de l'agriculture comme en témoigne le très fort intérêt pour les impacts des PPP sur les services écosystémiques de la lutte biologique et de pollinisation. Concernant les JEVI, si les services écosystémiques associés à ces espaces sont documentés (Commissariat général au développement durable, 2018), les travaux portant sur les effets des PPP sur ces services restent parcellaires et se focalisent sur la qualité de l'eau et certains services culturels (Cheatham *et al.*, 2009).

Les services écosystémiques correspondent aux avantages sociaux et économiques retirés par la société de son utilisation des fonctions écologiques des écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Selon la classification CICES **(**Common International Classification of Ecosystem Services**),** les services écosystémiques se décomposent en trois catégories : approvisionnement, régulation/maintien et culturels. Les PPP ont été inventés et utilisés massivement au 20e siècle afin d'améliorer les services d'approvisionnement liés à la production de nourriture en palliant un service de lutte biologique insuffisant, peu ou pas exploité ou méconnu à l'époque. Ces PPP impactent principalement de manière négative les services de régulation qui supportent la fourniture des deux autres catégories de services.

5.2. Les PPP impactent certains services écosystémiques

L'analyse du caractère négatif de l'impact des PPP porte tout particulièrement sur un éventail assez restreint de services de régulation et de maintien. Ces derniers sont fonctionnellement liés aux services d'approvisionnement qui comprennent la production des biens alimentaires, non alimentaires ou d'énergie et qui découlent des fonctions écosytémiques telles que la « dispersion des propagules » pour la pollinisation (voir section 4.2.5) ou les « interactions biotiques » pour la prédation ou le parasitisme (voir section 4.2.6).

Comme indiqué précédemment, **le service de pollinisation** par les abeilles, et plus généralement par les organismes pollinisateurs, est l'un des services écosystémiques les plus étudiés. Ce service de régulation et de maintien est en forte interaction avec le service de production alimentaire puisqu'il est susceptible d'améliorer non seulement le rendement, mais aussi la qualité des produits agricoles – y compris plusieurs aspects tels que l'apparence, la teneur en nutriments, ou la durée de conservation.

Plusieurs études conduites dans différentes régions du monde et sur différentes cultures montrent que l'utilisation d'insecticides affecte la pollinisation du fait de la toxicité directe de ces substances sur les pollinisateurs (voir section 4.2.5). Ces résultats incitent à réduire l'utilisation de PPP en plein champ du fait que le rendement lié aux pollinisateurs est supérieur à celui des PPP (pour exemple, Ahmad et Aziz, 2017). L'utilisation d'herbicides impacte également la pollinisation en réduisant les habitats des insectes pollinisateurs (voir section 4.2.7) et donc le nombre de visites sur les cultures adjacentes (Viswanathan *et al.*, 2020). Ainsi, la présence d'habitats naturels ou la mise en place de haies sont bénéfiques à la pollinisation en améliorant la densité mais aussi la diversité des pollinisateurs (Carvalheiro *et al.*, 2010).

La pollinisation est un service écosystémique qui préoccupe fortement les consommateurs et pour lequel ces derniers peuvent modifier leur comportement d'achat en acceptant de payer plus chers des produits « sans néonicotinoïde » et « certifié meilleur pour les abeilles » (Wei *et al.*, 2020). Ainsi, Gallai *et al*. (2009) estiment l'impact du déclin des insectes pollinisateurs sur le consentement à payer du consommateur pour contribuer à enrayer celui-ci entre 153 et 422 milliards de dollars par an à l'échelle mondiale.

La **lutte biologique** qui est définie comme le service de lutte contre les ravageurs fourni par leurs ennemis naturels, est également un service écosystémique parmi les plus étudiés en raison de son importance pour la production agricole. Un corpus de travaux s'accorde sur le fait que l'exclusion des prédateurs naturels, notamment du fait de l'utilisation des PPP, va conduire à une augmentation du taux de ravageurs dans les cultures dans des proportions qui peuvent être considérables (Maas *et al.*, 2013). Toutefois, les PPP étant considérés parmi d'autres mesures, il est difficile d'identifier leur contribution spécifique aux effets observés. Afin de minimiser l'impact indésirable des PPP sur les zones agricoles, il est proposé d'augmenter la variété des parcelles agricoles, combinée avec les prairies, les types et la diversité des cultures (Redhead *et al.*, 2020). Comme indiqué précédemment (voir section 2.4.2), le maintien de la végétation autour des cultures, les aménagements péri- et intra-parcelles et le maintien d'une connectivité entre des zones contaminées et des zones moins impactées, vont contribuer à limiter l'impact négatif des PPP sur la biodiversité. De plus, en augmentant la biodiversité, ces mesures vont également augmenter la fourniture de services écosystémiques (Muneret *et al.*, 2018).

Comme pour la pollinisation, ces travaux soulignent l'importance du maintien des habitats naturels ou semi-naturels pour préserver le service de lutte biologique et l'intérêt de l'introduction d'infrastructures agroécologiques (haies, bandes fleuries…) qui peuvent jouer le rôle de refuge et contribuer à la connectivité. La baisse de l'usage des PPP et le maintien des prédateurs naturels au travers de ces habitats permettraient de baisser les coûts de production et d'augmenter les bénéfices sociaux associés aux cultures étudiées (Zhang *et al.*, 2018).

Les services de régulation et de maintien associés aux sols font l'objet de différents travaux montrant qu'une trop grande quantité de PPP va induire une dégradation de la plupart des services offerts par les sols (Montanaro *et al.*, 2017). La comparaison de différentes pratiques vis-à-vis de l'utilisation des PPP montre que sans pesticides, les sols sont de meilleure qualité et se caractérisent par une plus grande diversité microbienne ou une quantité de lombrics plus importante (Meng *et al.*, 2016).

Certains services écosystémiques essentiels au sein des agrosystèmes tels que la pollinisation, la lutte antiparasitaire, la régulation des espèces adventices mais aussi au niveau des sols l'enfouissement des excréments, la décomposition des déchets et de la matière organique sont assurés notamment par les invertébrés et sont donc affectés par le déclin généralisé de ces derniers. En effet, comme précédemment indiqué (voir section 3.2.1), les invertébrés terrestres sont particulièrement vulnérables aux effets directs et indirects des PPP qui constituent la deuxième cause la plus importante du déclin des populations d'insectes (Sanchez-Bayo et Wyckhuys, 2019).

Le cloisonnement des travaux portant sur les effets des PPP sur les fonctions écosystémiques assurées notamment par les invertébrés aquatiques et par les vertébrés d'une part et sur les services écosystémiques d'autre part rend complexe l'évaluation de ces derniers.

Parmi les **services d'approvisionnement**, le service écosystémique le plus étudié est celui de production alimentaire, en particulier la production végétale. Tout en soulignant l'impact positif qui peut être attendu à court terme de l'utilisation des PPP sur les services d'approvisionnement, notamment alimentaires du fait de leur action de protection des cultures face au "dysservice" que représente la présence des ravageurs, les articles pointent largement l'impact négatif à plus long terme des PPP sur ces services écosystémiques. Les travaux de Deacon *et al.* (2015; Deacon *et al.*, 2016) estimant les impacts de l'utilisation d'un insecticide sur le maintien du service d'approvisionnement dans le cadre, respectivement, de la culture du citron en Espagne et de la tomate en Italie, soulignent l'intérêt d'une utilisation raisonnée des PPP en combinaison avec d'autres pratiques comme la mise en place de zones de végétations protégées à des horizons compris entre 10 et 50 ans. La pêche est également un service d'approvisionnement qui peut être négativement affecté par les PPP comme le démontrent De Valck et Rolfe (2018) dans leurs travaux sur les impacts de trois grands types de pollution (les nutriments, les dépôts de sédiments et les PPP) dans trois grands écosystèmes côtiers australiens (les mangroves, les herbiers et les récifs coralliens).

Le recours à des approches d'évaluation économique intégrant notamment la notion de surplus du consommateur, c'est-à-dire le fait que le consommateur est prêt à payer plus pour certains types de produits ou de services, montre

qu'il existe une demande sociale pour des produits agricoles issus de pratiques plus respectueuses de l'environnement (Zhang *et al.*, 2018).

Si les impacts des PPP sur **les services culturels** sont peu étudiés, les travaux de De Valck et Rolfe (2018) plaident pour une meilleure prise en compte de ces derniers. Ils mettent en évidence, par l'estimation des pertes de bénéfices, qu'une déviation de 1% par rapport aux objectifs de qualité de l'eau (i.e. concentrations en PPP) dans les mangroves, les herbiers et les récifs coralliens australiens aurait un impact négatif d'abord sur le tourisme, puis sur les activités récréatives. L'impact des PPP sur les services culturels est plus nuancé en ce qui concerne les JEVI. Si les bénéfices pour le bien-être humain tiré des jardins d'agrément et espaces de promenade sont globalement négativement impactés par l'usage de PPP, les services culturels associés aux cimetières, aux terrains de sports ou aux golfs, sont souvent dépendants du recours aux PPP du fait que les attentes culturelles sont encore fortement associées au contrôle strict de la végétation.

Bien que les PPP fassent partie d'un compromis entre les avantages économiques retirés de l'utilisation des écosystèmes et la protection de la biodiversité, dans l'ensemble, les articles analysés mettent en lumière un bilan négatif global de l'impact des PPP sur les services écosystémiques. Ils mesurent l'altération de la capacité des écosystèmes à fournir certains des services écosystémiques. Cette altération concerne les services de régulation et de maintien et par effet indirect, dans certains cas, les services d'approvisionnement. **Par conséquent, la capacité des écosystèmes à fournir ces services peut se trouver diminuée à plus ou moins long terme. Dès lors, dans un laps de temps encore imprécis, les conditions de vie humaine seraient sans aucun doute dégradées par l'impact négatif des PPP sur les services de régulations et indirectement sur ceux d'approvisionnement.** Cette conclusion fait écho aux récents travaux de Persson *et al*. (2022) qui documentent le dépassement de l'une des 9 limites planétaires concernant la pollution chimique incluant les PPP et diminuant donc la capacité de l'humanité à bénéficier d'*espaces propices à l'exploitation des services écosystémiques.*.

5.3. Des leviers permettent de préserver les services écosystémiques

Des enquêtes sociologiques révèlent le **manque de connaissances des agriculteurs à l'égard des services écosystémiques** quand bien même ces derniers contribuent au fonctionnement et au rendement des cultures (Kansiime *et al.*, 2021) et d'autre part **le manque de connaissance technique pour substituer l'usage des PPP par d'autres pratiques culturales**. Si la connaissance du risque associé à l'utilisation des PPP est de nature à entraîner une diminution de l'usage de ces derniers, le critère du rendement et la régularité de ce dernier restent des critères prioritaires pour les agriculteurs dans leur choix. Par exemple, les travaux menés en Espagne par Hevia *et al.* (2021) concluent que la plupart des agriculteurs sont conscients que les pollinisateurs sont essentiels à la production de leurs cultures et que l'une des meilleures façons de les maintenir serait de diminuer l'utilisation de PPP. Pourtant, les auteurs notent un écart entre les constats des agriculteurs et leurs pratiques.

Le niveau de revenus des exploitations est également un indicateur de la capacité à s'engager dans la préservation des services écosystémiques : les exploitations avec les plus forts revenus étant plus à même de s'engager dans ces pratiques. Cet engagement peut se faire au travers d'actions de compensation des services écosystémiques dégradés, par exemple en encourageant les abeilles sauvages à nicher dans la zone de butinage des cultures en leur fournissant un habitat de nidification et en leur offrant d'autres ressources de butinage sur l'exploitation lorsque la culture n'est pas en fleurs.

L'accompagnement technique (conseillers agricoles, échange de bonnes pratiques entre agriculteurs) est un bon levier pour promouvoir le changement de pratiques et la préservation des services écosystémiques. Ces conseillers doivent par exemple démontrer que l'utilisation du service écosystémique de lutte biologique peut réduire les coûts et améliorer la capacité de rendement économique de la ferme. L'efficacité de cet accompagnement repose toutefois sur l'indépendance du conseil agricole par rapport aux sociétés fabriquant ou commercialisant les PPP (Brodt *et al.*, 2005)**.** A ce sujet, il est à noter que, depuis le 1er janvier 2021, le conseil et la vente sont dissociés.

Même si des exceptions existent, les travaux analysés dans cette ESCo mettent en évidence une tension entre la production alimentaire végétale d'une part et les autres services d'autre part. Aussi, le message qui ressort de la littérature analysée est que les pratiques agricoles devraient tendre vers une réduction maximale, voire une élimination, de l'usage des PPP, en particulier ceux qui présentent les effets les plus marqués sur la biodiversité et les services écosystémiques.

Les lacunes de connaissances existantes sur la thématique de l'impact des PPP sur les services écosystémiques appellent au développement de **plusieurs pistes de recherche** incluant :

- La définition de valeurs de référence pour les services écosystémiques (Faber *et al.*, 2019),
- La définition de niveaux acceptables *vs* inacceptables des effets des PPP (Brown *et al.*, 2017),
- La définition d'objectifs de protection et de restauration clairs et quantifiables pour la gestion des services écosystémiques (Maltby, 2013),
- L'identification des principales fonctions écosystémiques soutenant les services écosystémiques, et des taxons/communautés qui en sont responsables (Nienstedt *et al.*, 2012),
- Le développement d'indicateurs quantifiables et de paramètres pertinents pour évaluer les effets du PPP sur les services écosystémiques (Faber et van Wensem, 2012; Faber *et al.*, 2019),
- La prise en compte des compromis entre les services écosystémiques, et des éventuelles interactions antagonistes des PPP avec différents services (Galic *et al.*, 2012),
- L'élaboration et mise en œuvre de stratégies et de procédures applicables pour aborder l'évaluation des risques site- ou contexte-spécifiques (Forbes et Calow, 2013),
- L'élaboration et mise en œuvre de stratégies et de procédures applicables pour transposer l'évaluation des risques environnementaux à l'échelle du paysage (Maltby *et al.*, 2018).

Ces différents travaux de recherche pourront être appliqués aussi bien aux services écosystémiques pour lesquels des connaissances sur les impacts des PPP sont d'ores et déjà disponibles qu'aux services écosystémiques qui sont actuellement peu ou pas étudiés.

Dans ce cadre, une attention particulière sera portée aux impacts des PPP sur les bénéfices non marchands, obtenus en particulier via les services écosystémiques de régulation mais également culturels. En effet, les Analyses Coûts-Bénéfices (ACB) tendent à négliger de nombreuses sources de bénéfices, soit en écartant un type de services écosystémiques, soit en ne considérant pas les bénéfices non marchands retirés d'un service écosystémique.

Enfin, les connaissances produites devraient permettre de proposer une approche intégrée de l'évaluation de l'impact des PPP sur les services écosystémiques qui rendrait compte des différentes valeurs (biophysique, économique et sociale) affectées et fournirait ainsi, dans une perspective holistique, une vision complète du bouquet de services écosystémiques finalement obtenu. Ce genre d'évaluation est nécessaire car elle seule permettrait d'avoir des valeurs pluridimensionnelles prenant en compte la multitude des impacts des PPP sur les services écosystémiques. Sa mise en œuvre se heurte toutefois à deux écueils. D'abord celui d'un travail à des échelles temporelles et spatiales très différentes selon que les communautés scientifiques adressent les impacts des PPP sur les différentes composantes de la biodiversité ou les impacts sur les services écosystémiques. Ensuite celui de l'interdisciplinarité en s'adressant à des communautés scientifiques disjointes qui ont chacune des objectifs mais aussi et surtout des approches et méthodes propres. L'identification de ces verrous plaide pour une réelle prise de conscience, de la part de la communauté scientifique traitant des impacts écotoxicologiques des PPP, de l'intérêt de s'approprier les concepts associés à la notion de services écosystémiques et réciproquement.

6. Prévention et gestion des impacts des PPP

La prévention et la gestion des impacts des PPP sur la biodiversité peuvent reposer sur deux grandes catégories de leviers d'action, déjà identifiées au cours de la précédente ESCo (Aubertot *et al.*, 2005) : (1) mieux maîtriser l'apport (incluant la réduction des doses) et la dispersion des PPP au moment de leur application ; (2) réduire les transferts après l'application, aux échelles parcellaires et extra-parcellaires (paysage). La gestion des effluents (fonds de cuve) représente également un levier pour limiter les pollutions ponctuelles de PPP.

6.1. Maîtrise de l'apport des PPP et de leur dispersion au moment de l'application

6.1.1. Réduction des quantités appliquées

Le premier levier, permettant de diminuer l'exposition du milieu aux PPP et par conséquent leurs impacts sur la biodiversité, consiste à réduire les quantités appliquées, voire à supprimer l'utilisation des PPP (les approches agronomiques favorisant la réduction des usages de PPP, *i.e.* agroécologie (Dore *et al.*, 2011; Malezieux, 2012), ne sont pas traitées dans le cadre de cette ESCo qui aborde, en revanche, les leviers pour réduire les quantités émises lors de l'application).

La limitation des quantités appliquées peut reposer sur des techniques de l'agriculture de précision avec l'utilisation de capteurs en proxidétection ou en télédétection, de capteurs de végétation en 3D, de systèmes d'aide à la décision et d'actionneurs intelligents. Dans ce cadre, la première étape consiste à détecter les bioagresseurs et leur sévérité à l'aide de techniques d'imagerie (au-delà des observations locales des maladies, la plateforme d'épidémiosurveillance en santé végétale et/ou le Bulletin de Santé du Végétal sont aussi particulièrement utiles). Elle permet de définir les opportunités tactiques de traitement (traiter ou ne pas traiter) et stratégiques (comment traiter, protection préventive ou curative) (Gonzalez-Fernandez *et al.*, 2020). Cependant, la détection précoce de certaines maladies ou d'insectes reste complexe car elle nécessite une résolution élevée (Spring *et al.*, 2017). La seconde étape consiste à déterminer l'opportunité d'application à l'aide d'une analyse bénéfice/risque, souvent basée sur le rendement des cultures, grâce à des outils d'aide à la décision (Campos *et al.*, 2020). Dans la troisième étape, il s'agit d'adapter la dose en fonction de la surface et du volume de végétation pour favoriser l'interception (Garcera *et al.*, 2017). *In situ*, les doses peuvent être ajustées au moyen d'un actionneur jouant sur la quantité de produit délivré au niveau des buses (*Variable Rate Application* – VRA, Fessler *et al.*, 2020 ; *Pulse Width Modulation* – PWM, Salcedo *et al.*, 2020 ; *Real Time Spot Spraying*, Womac *et al.*, 2016). Il est également possible d'utiliser un Lidar (*Light detection and ranging*) afin de scanner la végétation et d'adapter en temps réel la dose appliquée (*Lidar aided VRA*) (Zhu *et al.*, 2017).

Les estimations existantes montrent que la réduction potentielle de l'usage des PPP grâce à l'agriculture de précision varie beaucoup selon le contexte. La diminution des quantités d'herbicides utilisées peut atteindre 90% à des stades d'infestation précoces en mettant en œuvre des techniques d'application localisées. Une diminution des usages de fongicides ou d'insecticides de 30 à 60% est possible, mais elle dépend de la capacité à identifier la maladie précocement, du type de ravageur et de la culture (Roman *et al.*, 2020). De nombreuses recherches sont en cours pour mieux caractériser l'effet de l'agriculture de précision sur l'usage des PPP.

6.1.2. Réduction des pertes par dérive au moment de l'application

Pour réduire les risques liés aux PPP, il est nécessaire de limiter les pertes lors de l'application. Les facteurs à moduler correspondent notamment à la taille des gouttes de pulvérisation, à la gestion de l'assistance d'air (*co-flow*), au confinement des sprays, à la porosité de la végétation, etc., mais le nombre moyen d'applications, le matériel d'application utilisé et l'architecture de la végétation sont aussi des facteurs discriminants selon les typologies de végétation.

La pulvérisation, par son principe d'atomisation de liquide sous forme de gouttes, génère des pertes inévitables de PPP par dérive. L'effet de la taille des gouttes sur la dérive est bien connu (plus elles sont grosses, plus la dérive

est limitée) (Aubertot *et al.*, 2005) et intégré depuis 2006 dans la réglementation concernant la protection des zones sensibles (zones non traitées ZNT et distances de sécurité ; République française, 2019). Les buses à induction d'air sont quant à elles reconnues pour leur performance à limiter la dérive (Kjaer *et al.*, 2014) mais elles ne sont prises en compte dans le cadre des autorisations de mise sur le marché (AMM) des PPP que pour une faible valeur de réduction (50%) (Commission européenne, 2009c). Néanmoins, des études incluant différentes typologies de buses restent nécessaires afin de déterminer si les buses anti-dérive sont pertinentes du point de vue de l'efficacité de l'application des PPP. En matière de désherbage, des solutions utilisant le principe de contact physique entre les adventices et la solution herbicide, uniquement dans la situation où les adventices sont plus hautes que la culture, améliorent l'efficacité des PPP (Moyo *et al.*, 2016).

Les cultures basses sont traitées au moyen d'appareils à rampe dont le principe même réduit les risques puisque les buses pulvérisent à une distance proche des cibles et vers le bas, mais la taille de goutte influence aussi significativement la dérive lors de traitements (plus la taille est élevée, plus la dérive est faible). Pour les cultures hautes, l'assistance d'air produite par les appareils joue un rôle important dans la gestion du risque de dérive. Les solutions technologiques existant en arboriculture reposent sur des appareils à flux d'air dirigé qui permettent un transport horizontal des gouttes vers la végétation (Manhani *et al.*, 2013; Balsari *et al.*, 2019). L'utilisation de pulvérisateurs à panneaux récupérateurs est toutefois limitée par la présence de filet paragrêle ou filets *insect-proof* qui empêchent d'enjamber les rangs. Dans les vignobles, les solutions technologiques sont des matériels à rampe verticale, traitant les deux faces du rang de vigne en face par face avec des grosses gouttes produites par des buses à induction d'air. Les rampes verticales peuvent être confinées (panneaux de confinement) et elles peuvent intégrer un dispositif de recyclage de la bouillie non interceptée (panneaux récupérateurs) (Diaconu *et al.*, 2017). Ces appareils se caractérisent par une meilleure performance de dépôt et la limitation de la dérive mais leur utilisation en vignoble, outre leur coût, est dépendante des conditions de terrain (taille des tournières, absence de pierres). L'utilisation de systèmes confinés avec appareil à rampe est possible en désherbage inter-rang (un déflecteur par buse) ou pour le désherbage et/ou l'épamprage chimique de la vigne. D'une manière générale, les autres réglages d'influence du matériel pour limiter la dérive sont le mouillage (volume/ha) et la vitesse d'avancement qui impactent directement la productivité horaire de l'application, le volume/ha jouant sur les quantités déposées avec un optimum selon l'indice foliaire et la structure de végétation (de Araujo *et al.*, 2016).

L'utilisation de drones pour la pulvérisation n'est pas autorisée au niveau européen (sauf dérogation), mais certaines études suggèrent qu'ils pourraient avoir un effet positif sur la réduction des doses et/ou de la dérive (Brown et Giles, 2018). Ces résultats restent cependant à confirmer.

La substitution d'une pulvérisation par des procédés alternatifs comme le traitement de semences supprime le risque de dérive de pulvérisation mais il est susceptible de générer d'autres types de transferts : en effet, la détérioration physique de l'enrobage des semences entraîne la dispersion des PPP par les semoirs pneumatiques à dépression. Ainsi, depuis l'arrêté du 13 Avril 2010 (République française, 2010), ces semoirs sont obligatoirement équipés de déflecteurs en France. Cependant, si les déflecteurs semblent s'avérer efficaces à réduire les concentrations dans l'air, les dépôts en aval de la parcelle traitée ou les émissions elles-mêmes, leur efficacité est moindre pour les particules fines (micrométriques) et ils génèrent un nuage de poussières de sol. La limitation de la dispersion des PPP au moment du semis peut aussi reposer sur l'amélioration de la semence en elle-même (adhésion et dose appliquée) (Nuyttens *et al.*, 2013). Il est important de rappeler ici que l'usage de semences traitées est responsable d'intoxication d'organismes granivores (Millot *et al.*, 2017). De plus, le traitement de semences ne permet pas de résoudre les questions liées aux pathogènes foliaires, aux adventices, au traitement des plantes pérennes, etc.

6.1.3. Amélioration des formulations

Afin de limiter la quantité de PPP appliquée et d'augmenter leur efficacité, l'amélioration de la formulation (poudre mouillable, suspension concentrée, concentré émulsionnable...) des produits fait partie des pratiques en cours de développement, incluant l'utilisation de nanoparticules. Les formulations contiennent différents adjuvants et co-formulants, en différentes concentrations. Ceux-ci ont pour objectif de réduire la dérive, mais ils ont aussi des

fonctions mouillantes, d'étalement, d'adhésion, de rétention et de résistance au lessivage notamment sur des feuilles de végétaux hydrophobes (Xu *et al.*, 2011; Zheng *et al.*, 2018). Pour limiter la dérive, l'objectif des adjuvants et des co-formulants consiste à augmenter la taille des gouttes. Toutefois, les effets physico-chimiques des adjuvants sont souvent limités par rapport à ceux d'une buse anti-dérive. D'autre part, un adjuvant qui va modifier le comportement de la matière active, par exemple en favorisant la pénétration du composé dans la plante, devrait influencer la volatilisation mais peu d'études ont été conduites sur ce sujet (Houbraken *et al.*, 2018; Bedos *et al.*, 2020).

Parmi les formulations les plus récentes, les nanopesticides couvrent une grande variété de produits qui combinent plusieurs tensioactifs, polymères et nanoparticules de l'ordre du nanomètre. Ces nanoformulations améliorent la solubilité apparente des actifs peu solubles, leur libération progressive et/ou leur protection contre une dégradation prématurée (Kah *et al.*, 2013). Elles permettent ainsi de réduire la charge de PPP, mais elles peuvent aussi créer des problèmes liés à un transport plus efficient et à une persistance plus importante dans les sols, les eaux et les organismes (Kumar *et al.*, 2019). Il n'existe à ce jour qu'un nombre limité de recherches portant sur l'évaluation globale du devenir des coques de nanoformulations dans le sol et dans l'environnement après leur libération, ainsi que sur leur redistribution dans les plantes après leur absorption, et aucune étude sur l'exposition de l'environnement (Tleuova *et al.*, 2020).

Au final, la réduction de la dérive est actuellement essentiellement obtenue par le biais de technologies (buses ou appareils complets) (voir section 6.1.2) vis-à-vis desquels le rôle et le bénéfice des adjuvants et co-formulants sont difficilement généralisables en raison de la grande diversité des formulations et du peu de résultats disponibles dans la bibliographie.

6.1.4. Rôle des conditions météorologiques

Les conditions météorologiques sont déterminantes pour le risque de transfert des PPP par dérive ou suite à la volatilisation (Butler Ellis *et al.*, 2010) et elles ont aussi une influence directe sur les dépôts de PPP (interception par le couvert), donc sur leur efficacité biologique (Augusto *et al.*, 2010; Bock *et al.*, 2020). L'influence des facteurs vitesse et direction du vent sur la dérive est reconnue, mais seule la vitesse maximale est règlementée en France et dans la majorité des pays européens. Ainsi, les pulvérisations sont interdites à partir d'une vitesse de vent de 3 Beaufort (19 km/h à 10 m de hauteur) (République française, 2006). Il faut souligner que si les traitements sont réalisés par vent très faible (la nuit notamment), les émissions sont limitées mais les concentrations générées localement peuvent être plus élevées (van den Berg *et al.*, 2016; Zivan *et al.*, 2017). Des préconisations portent également sur l'hygrométrie : elle ne doit pas être trop basse lors du traitement pour limiter l'évaporation des gouttes et donc leur potentiel de dérive (Bedos *et al.*, 2020).

Les conditions météorologiques vont aussi déterminer les transferts hydriques de PPP, notamment par ruissellement *via* l'effet de ces conditions sur l'humidité du sol au moment de l'application qui influence la répartition du produit entre la solution du sol et la matrice solide et surtout la capacité du sol à ruisseler (par saturation en eau plus ou moins rapide des couches de surface). Ainsi, l'analyse de la bibliographie montre qu'un traitement sur un sol ni trop sec ni trop humide est à privilégier. D'autre part, la quantité et surtout la date d'occurrence des précipitations après l'application jouant un rôle crucial dans le risque de transfert de surface, aussi bien en phase dissoute qu'en phase particulaire, un levier important consiste à éviter les traitements avant une pluie mais ce n'est pas toujours possible. Le lessivage des feuilles traitées est aussi une voie d'entrée potentielle dans le compartiment sol lorsqu'une pluie survient peu de temps après une application (Barriuso *et al.*, 1996). L'application de PPP est interdite en France lorsque l'intensité des pluies est supérieure à 8 mm par heure au moment du traitement (République française, 2019).

La phase d'application des PPP est déterminante dans leurs impacts sur l'environnement, au travers de la dose appliquée et de la manière dont cette dose est répartie dans les compartiments récepteurs (sol, eau, végétation, air). Les conditions climatiques (essentiellement vent et précipitations) jouent aussi un rôle crucial dans la dispersion des PPP au moment de l'application.

Cependant, plusieurs verrous scientifiques limitent la réduction potentielle des impacts des PPP au moment de leur application : (1) la relation entre dose reçue (dépôts physiques) et efficacité biologique des PPP reste peu connue, notamment à cause de la grande variabilité des résultats, du mode d'action des PPP et des aléas climatiques, or l'amélioration de l'efficience de dépôt offre des perspectives de réduction des doses ; (2) dans le cas des cultures pérennes, le mode d'expression des doses par surface cadastrale réduit les possibilités de réduction des doses (la prise en compte récente de la surface du mur fruitier (*Leaf Wall Area* - LWA) dans les dossiers d'AMM est une première étape) ; (3) le rôle des adjuvants et des co-formulants et leurs bénéfices vis-à-vis de la dérive sont difficilement généralisables en raison de la grande diversité des formulations ; (4) la prise en compte des conditions atmosphériques dans le risque de dérive souffre d'approximations dans la quantification et l'échantillonnage de la force et de la direction du vent ; (5) le bilan de masse à l'application reste difficile à évaluer (distribution entre sol, eau, végétation, air). Enfin, l'analyse de la bibliographie souligne un manque d'études s'intéressant à la substitution d'applications de PPP de synthèse par des produits de biocontrôle.

6.2. Réduction des transferts de PPP à l'échelle parcellaire

Les pratiques agricoles limitant les transferts des PPP à l'échelle de la parcelle sont indissociables de l'itinéraire technique qui influe lui-même sur des facteurs conditionnant les transferts comme les quantités de PPP appliquées, la couverture du sol, la structure du sol ou encore sa teneur en matière organique. Les voies de transferts ne sont pas uniques et la limitation de l'une peut en favoriser une autre. Il est donc important d'évaluer les pratiques culturales vis-à-vis de l'ensemble des voies de transfert mais aussi sous l'angle de leur action à intercepter, retenir et dégrader les PPP après leur application.

Le sol de la parcelle traitée et son couvert végétal déterminent le devenir des PPP (adsorption, dégradation, stockage, transferts) (Barriuso *et al.*, 1996). Les exportations à partir du sol se font par ruissellement (érosif ou non), par infiltration dans le profil (lixiviation) et par volatilisation ou érosion éolienne vers l'atmosphère (voir Chapitre 3). Des exportations peuvent également se produire à partir du couvert végétal par volatilisation dans le cas des PPP qui sont appliqués sur le feuillage des cultures et/ou des adventices.

Après l'application, la proportion de PPP transférée du sol vers les différents compartiments de l'environnement par rapport à la quantité appliquée reste encore assez mal connue. Toutefois, quelques ordres de grandeur sont disponibles : les exportations s'élèvent jusqu'à 15% par ruissellement en situation extrême (forte pluie juste après le traitement sur un sol peu perméable), 0,1% par drainage agricole, 1% par infiltration et jusqu'à 60% par volatilisation (Karlsson et Arvidsson, 2015). Les transferts dépendent fortement des propriétés physico-chimiques des molécules.

La gestion du compartiment sol, qui constitue un des premiers filtres pour réduire les transferts de PPP, est un levier de contrôle primordial.

6.2.1. Couverture du sol

La couverture du sol (présence d'un couvert végétal cultivé, mulch d'origine naturelle ou non, enherbement) joue un rôle déterminant dans la limitation du transfert des PPP (Jha *et al.*, 2017; Pavlidis et Tsihrintzis, 2018).

Plus le sol est couvert, moins les risques de transfert hydrique des PPP sont importants.

Lorsque le sol est couvert par une culture (culture principale, culture intermédiaire), les risques de transfert des PPP depuis le compartiment sol, hors de leur lieu d'application, vers les milieux aquatiques sont réduits. Toutefois, le piégeage des PPP dans les tissus végétaux (cultures et/ou adventices) constitue une protection contre leur dégradation par les microorganismes, ce qui augmente leur persistance (Alletto *et al.*, 2010; Mamy *et al.*, 2016). D'autre part, au moment de la sénescence des plantes cultivées (ou des adventices), les PPP piégés peuvent être à nouveau libérés dans le milieu s'ils n'ont pas été dégradés (Mamy *et al.*, 2016).

La couverture du sol peut également être maintenue grâce à la présence d'un mulch d'origine naturelle (résidus de récolte ou plante de couverture cultivée et détruite à ces fins) qui permet de réduire le ruissellement de surface (ce

risque étant exacerbé dans les DROM) (Alletto *et al.*, 2010). En revanche, la capacité des mulchs à limiter la lixiviation des PPP est controversée : le maintien d'une humidité du sol élevée peut contribuer à l'entraînement vertical des PPP (Lammoglia *et al.*, 2017). La présence d'un mulch est également susceptible de favoriser la volatilisation des PPP en augmentant la surface d'échange avec l'atmosphère, mais sa présence modifie les conditions de température et d'humidité et la disponibilité du produit (adsorption ou non sur le mulch, dégradation) (Prueger *et al.*, 1999). Ainsi, les effets du mulch sur les pertes cumulées par volatilisation ne sont pas encore très bien connus (Benoit *et al.*, 2014).

Contrairement au mulch d'origine naturelle, le paillage plastique (utilisé pour lutter contre les adventices en cultures maraîchères ou d'ananas par exemple) provoque un transfert important des PPP par ruissellement (Steinmetz *et al.*, 2016). De plus, le retraitement des plastiques s'avère complexe et le risque de contamination de l'environnement par des débris issus de leur dégradation (nano- ou micro-plastiques) existe. Ainsi, pour limiter les risques dans le cas de système de culture nécessitant une couverture du sol permanente, une substitution du paillage plastique par du paillage naturel, plus poreux, est nécessaire.

La préservation et/ou la constitution d'un mulch après une culture n'est pas toujours possible, de même l'enchaînement des cultures n'est pas toujours systématique (en dehors des zones où la présence de cultures intermédiaires est obligatoire, notamment pour protéger les aires d'alimentation des captages d'eau potable), ce qui peut avoir pour conséquence de laisser le sol en jachère plus ou moins longtemps. A ce titre, les enherbements naturels peuvent jouer un rôle important dans la limitation des transferts de PPP (Moreau *et al.*, 2020).

6.2.2. Travail du sol

Le travail du sol entraîne, plus ou moins temporairement, la modification des propriétés des sols affectant ainsi le devenir des PPP appliqués (Morris *et al.*, 2010; Mottes *et al.*, 2014).

Dans l'ensemble, les techniques limitant le travail du sol (comme l'agriculture de conservation qui combine un travail du sol réduit, un couvert végétal et une diversification des cultures) sont plus résilientes que celles impliquant un travail du sol. En effet, l'absence de travail du sol contribue au maintien de sa fertilité grâce à l'augmentation de la teneur en matière organique en surface, à l'augmentation de l'activité microbienne et à la stabilisation du pH et de l'humidité ; conditions qui, en général, facilitent l'interception, la rétention et la dégradation des PPP (Alletto *et al.*, 2010). D'autre part, ces techniques permettent de limiter l'érosion et donc l'entraînement des PPP par le ruissellement de surface (Potter *et al.*, 2015).

Cependant, l'absence de travail du sol provoque la formation de voies de transferts préférentiels (macroporosité) qui favorisent la lixiviation des PPP (Alletto *et al.*, 2010) et les systèmes basés sur un travail du sol simplifié entraînent par ailleurs un usage accru d'herbicides, glyphosate en particulier, et de molluscicides susceptibles de se retrouver dans les eaux souterraines (de même que leurs produits de transformation) (Benoit *et al.*, 2014).

6.2.3. Mécanisation

La circulation des engins agricoles dans les parcelles entraîne le compactage des sols qui favorise l'érosion, le ruissellement et le transfert des PPP adsorbés sur les particules de sol (Baumhardt *et al.*, 2015). Les mesures permettant de limiter le tassement portent sur :

- La réduction du travail du sol : les pratiques culturales préservant les sols favorisent le maintien d'une couverture protectrice et génèrent une structure du sol stable et fonctionnelle aidant à réduire les transferts de PPP.
- L'adoption d'une organisation de voies de passage permanentes grâce aux outils précis de téléguidage embarqués dans les tracteurs : l'organisation de ces voies de passage (aussi appelée « *Controlled Traffic Farming* (CTF) ») ou la décompaction (*loosening*) (Vuaille *et al.*, 2021) limitent les zones compactées ce qui permet de préserver les fonctions du sol comme l'infiltration et la rétention de l'eau, de réduire le ruissellement et par conséquent les pertes de PPP. D'autre part, l'application précoce de PPP en

traitement localisé sur bande associée à un trafic contrôlé de la mécanisation permettent également de limiter les risques de transfert des PPP par ruissellement (Masters *et al.*, 2013).

- Le choix des engins agricoles : poids, nombre et charge des essieux...

6.2.4. Irrigation

Des pratiques d'irrigation inadaptées, ou réalisées durant une période à risque, peuvent avoir des conséquences importantes sur les transferts des PPP en favorisant leur transfert par ruissellement (Davis *et al.*, 2013) et par lixiviation (Lopez-Pineiro *et al.*, 2017). Ainsi, pour limiter les transferts, il est nécessaire d'encadrer (réduire) les pratiques d'irrigation, notamment sur paillage lorsqu'elles visent à favoriser l'action (pénétration dans le sol) des herbicides pré-émergents.

6.2.5. Gestion de la matière organique : exemple de l'apport de biochars

Pour compenser la perte de fertilité des sols due à la diminution des teneurs en matières organiques et limiter l'usage d'engrais de synthèse, l'apport de matières organiques exogènes est une pratique de plus en plus répandue. Cependant, ce recours à ces matières d'origines et de natures très diverses peut à son tour avoir des impacts sur l'environnement (Houot *et al.*, 2014).

Depuis quelques années, l'utilisation de biochars pour stocker du carbone dans les sols et lutter contre le réchauffement climatique s'est beaucoup développée. Les biochars sont des substances carbonées, obtenues par pyrolyse de biomasse dans une atmosphère limitée en oxygène, qui présentent la particularité d'être récalcitrants à la dégradation. La pratique d'amendement avec des biochars vise à améliorer les propriétés physiques d'un sol, notamment sa capacité de rétention en eau et la capacité d'échange cationique. Ainsi, les biochars ont une capacité de sorption des PPP deux à trois fois supérieure à celle du sol (Blanco-Canqui, 2019).

Les principaux mécanismes par lesquels les biochars peuvent réduire la pollution par les PPP comprennent (1) l'adsorption des PPP ; (2) la réduction de la désorption des PPP adsorbés ; (3) l'amélioration des propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol (Khorram *et al.*, 2016). Les travaux de Blanco-Canqui (2019) et de Khorram *et al*. (2016) montrent qu'en favorisant le piégeage des PPP dans le biochar, ceux-ci sont moins susceptibles d'être lixiviés et qu'en améliorant les propriétés physiques du sol en surface (porosité, rétention en eau), le biochar réduit fortement les phénomènes d'érosion et donc le transfert de PPP par ruissellement érosif (Blanco-Canqui, 2019). Le biochar pourrait aussi être appliqué pour séquestrer les résidus de PPP dans les sols contaminés et pour réduire leur absorption par les plantes (Khorram *et al.*, 2016).

Cependant, les études ont révélé des effets variables du biochar sur la sorption des PPP en fonction de la matière première et de la taille des particules du biochar, du temps écoulé après l'application, du taux d'application et du procédé de pyrolyse (Blanco-Canqui, 2019). D'autre part, l'augmentation de la rétention des PPP dans les biochars réduit leur biodisponibilité donc leur dégradation (Khorram *et al.*, 2016) et l'efficacité des PPP appliqués sur un sol amendé par des biochars diminue vis-à-vis des cibles (adventices, champignons) (Yavari *et al.*, 2015). Enfin, des études au champ restent à conduire pour étudier les effets des biochars sur le transfert des PPP en conditions réelles.

6.2.6. Formulation des PPP

D'une manière générale, l'impact des formulations sur le transfert des PPP dans l'environnement est peu connu (Mesnage *et al.*, 2019). Comme indiqué dans la section 6.1, la formulation peut avoir un effet sur le transfert des PPP par volatilisation mais les connaissances sont encore très partielles en raison de la complexité des effets, de la diversité des situations et du manque de connaissances sur la composition des formulations (Bedos *et al.*, 2020). D'autre part, l'influence de la formulation sur les transferts hydriques des PPP nécessite d'être mieux caractérisée et d'autant plus pour ce qui concerne les nouvelles formulations telles que les nanoformulations.

6.2.7. Drainage

Le drainage agricole est une technique qui permet d'évacuer les excédents d'eau hivernaux des sols hydromorphes (Tournebize *et al.*, 2020). Il est admis que les pertes de PPP par les systèmes de drainage, quoique non négligeables, sont en moyenne inférieures aux pertes dues au ruissellement et à l'érosion, mais supérieures aux pertes dues à la lixiviation vers les aquifères (Gramlich *et al.*, 2018). Ainsi, la plupart des mesures visant à atténuer les pertes par lixiviation (travail du sol...) réduiront également les pertes par drainage, de même que les mesures recommandées pour atténuer les pertes par ruissellement et par érosion (Kobierska *et al.*, 2020). Toutefois, le principal levier d'action pour éviter les pertes de PPP par drainage consiste à restreindre la période d'application à la période pendant laquelle le drainage n'est pas actif et à tenir compte de la teneur en eau du sol : plus le sol est sec, moins les transferts verticaux sont importants (Willkommen *et al.*, 2019). L'indice d'humidité des sols (SWI - *Soil Wetness Index*) produit par Météo-France pourrait être utilisé pour programmer les applications de PPP en fonction du remplissage hydrique des profils de sols drainés.

6.2.8. Remédiation

Lorsqu'un milieu est contaminé par des PPP (sol en particulier), la remédiation biotique (bioremédiation, phytoremédiation, rhizoremédiation) représente un moyen rentable (coût/efficacité), non invasif et acceptable pour éliminer les substances (Arthur *et al.*, 2005). La bioremédiation est la conversion partielle ou complète du PPP en ses constituants élémentaires par des microorganismes du sol (Megharaj *et al.*, 2011). La rhizoremédiation, au sein de la rhizosphère, et la phytoremédiation, impliquant des végétaux, permettent également de métaboliser et de dégrader les PPP (Eevers *et al.*, 2017). Cependant, certains PPP peuvent être récalcitrants à la dégradation et/ou être toxiques pour des plantes et des microorganismes ne possédant pas les enzymes nécessaires (Eevers *et al.*, 2017). D'autre part, dans le cas de la phytoremédiation, il faut collecter les plantes et les incinérer ou les composter afin d'éliminer les PPP. Enfin, peu d'études ont été réalisées en conditions réelles pour déterminer l'efficacité de ces techniques à diminuer les transferts de PPP.

Il existe aussi de nombreuses méthodes de remédiation abiotiques *in situ* (utilisation d'agents tensioactifs pour favoriser la lixiviation des PPP, vitrification, isolation, confinement par des barrières physiques) ou *ex situ* (excavation, traitement thermique, extraction chimique, encapsulation), mais elles sont généralement coûteuses et les méthodes *in situ* peuvent avoir des conséquences sur la structure et les propriétés des sols (Morillo et Villaverde, 2017).

La combinaison de méthodes biotiques et abiotiques peut permettre de favoriser les processus de dégradation des PPP (Fenner *et al.*, 2013).

La remédiation naturelle/technologique des milieux contaminés par des PPP est parfois possible (sans être toutefois totale) en jouant sur le couvert végétal et sur l'inhibition/stimulation des capacités microbiennes de biodégradation. Cependant, il n'y a aucune obligation réglementaire.

6.2.9. Conditions météorologiques

Les conditions météorologiques influencent de nombreux processus gouvernant le devenir des PPP dans l'environnement après leur application : rétention, dégradation, transferts (voir Chapitre 3).

Les effets des conditions météorologiques sur la dynamique de volatilisation des PPP sont complexes et ne sont pas encore complètement interprétés : si une augmentation de la température conduit généralement à une augmentation de la volatilisation, cet effet est limité par les conditions d'assèchement du sol qui provoquent l'adsorption du composé de la phase gazeuse vers le sol, limitant ainsi ponctuellement sa volatilisation (Garcia *et al.*, 2014; Prueger *et al.*, 2017).

Comme indiqué dans la section 6.1.4, le climat joue un rôle important dans le transfert hydrique des PPP en ayant un effet sur l'humidité du sol. Des périodes de fortes précipitations (intensité, quantités) post-application engendreront des conditions favorables aux transferts horizontaux et verticaux des PPP.

A l'échelle de la parcelle, les leviers d'action identifiés pour réduire les transferts de PPP reposent sur le maintien d'une couverture du sol, la réduction du travail du sol, l'organisation de voies de passage permanentes et une irrigation raisonnée. La remédiation (biotique et/ou abiotique) est parfois possible pour restaurer les milieux contaminés.

Toutefois, il reste notamment à acquérir (ou approfondir) des connaissances portant sur : (1) les effets du mulch sur la lixiviation et la volatilisation des PPP ; (2) les effets de l'absence de travail du sol sur les transferts préférentiels verticaux de PPP ; (3) les effets des biochars sur le devenir des PPP en conditions réelles (biodisponiblité, formation de résidus non extractibles...) ; (4) les effets des formulations sur le devenir des PPP ; (5) les effets des conditions météorologiques sur la dynamique temporelle de la volatilisation des PPP appliqués sur le sol ou sur les couverts végétaux ; (6) l'efficacité des techniques de remédiation en conditions réelles ; (7) l'effet des différents leviers sur le transfert des PPP de biocontrôle.

La gestion des impacts des PPP implique d'avoir aussi une vision au-delà de la parcelle (échelle du paysage et du territoire incluant le continuum sol-eau-air).

6.3. Réduction des transferts de PPP à l'échelle extra-parcellaire (paysage)

En complément des actions de limitation des transferts de PPP au sein des parcelles agricoles, certains aménagements ou éléments paysagers naturels peuvent jouer un rôle important dans l'atténuation des transferts de PPP entre les parcelles traitées et les milieux non cibles récepteurs.

Les zones tampons (ZT) ont un rôle d'interface entre les sites de productions agricoles et les milieux récepteurs (cours d'eau, habitations, écosystèmes). Elles se divisent en zones tampons dites sèches (ZTS), comme les bandes enherbées, les haies ou les bosquets, et les zones tampons dites humides, naturelles (ZTH) comme les marais et les lagunes, ou artificielles (ZTHA) comme les bassins d'orage. Le choix et l'efficacité des ZT sont très dépendants des principaux processus d'entraînement des substances depuis les parcelles traitées (transferts hydriques, aériens), de leurs caractéristiques intrinsèques, de leur localisation dans le bassin versant et des caractéristiques physico-chimiques des molécules. Bien que la plupart des études se focalisent sur l'atténuation des transferts de surface, certaines fournissent quelques résultats sur le devenir des PPP dans le sol et dans les nappes sous-jacentes, tandis que d'autres portent sur les transferts aériens.

Par ailleurs, le paysage dans son ensemble peut constituer un levier d'action *via* la mise en place des infrastructures paysagères décrites ci-dessus, l'adaptation des pratiques en fonction des vulnérabilités des différentes zones, et l'ajustement de l'organisation spatio-temporelle des parcelles (couple occupation-pratiques) et de la diversité agroécologique afin de viser une diminution globale des usages des PPP et d'augmenter la résilience des paysages aux transferts (et aux impacts).

6.3.1. Zones tampons sèches et réduction des transferts hydriques

Bandes enherbées

Les bandes enherbées sont apparues dans la législation française en 1992 dans le cadre des mesures agri-environnementales pour intercepter les écoulements de surface et limiter le transfert horizontal des PPP par ruissellement. Leur généralisation (5 m minimum de bande végétalisée non traitée et permanente) en bordure des cours d'eau est devenue obligatoire à partir de 2009 *via* la politique agricole commune dans le cadre des Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE)[2].

[2] https://www.finistere.gouv.fr/Politiques-publiques/Agriculture-foret-et-developpement-rural/Coordination-des-controles/La-conditionnalite-des-aides/Les-BCAE-Bonnes-Conditions-Agricoles-et-Environnementales [Consulté le 16/02/2022]

Les processus majeurs en jeu dans l'atténuation des flux et concentrations de PPP au sein d'une zone tampon enherbée sont majoritairement l'infiltration, mais aussi la sédimentation, l'adsorption, la dilution et la dégradation (Benoit *et al.*, 2003; Carretta *et al.*, 2017). La végétation joue un rôle important dans sa capacité à favoriser le dépôt et à filtrer les particules solides contaminées sous l'effet du ralentissement des écoulements de surface, mais également dans son pouvoir d'adsorption des PPP à la surface de la ZTS ou dans la couche racinaire (Stehle *et al.*, 2016). Les zones enherbées présentent aussi une teneur en matière organique importante qui favorise la rétention des PPP et réduit leur lixiviation (Dousset *et al.*, 2010). Des mesures ont montré l'apparition rapide de produits de transformation dans les horizons superficiels des ZTS corrélée à la formation de résidus liés susceptibles d'être libérés à plus ou moins long terme (Benoit *et al.*, 2003). Il ressort de ces travaux l'importance, déjà signalée lors de la précédente ESCo (Aubertot *et al.*, 2005), d'encourager des recherches combinant le suivi de molécules mères et de produits de transformation dans des conditions naturelles. D'autre part, le risque de transfert vertical et de remobilisation dans le temps des PPP et de leurs produits de transformation jusqu'aux nappes souterraines reste insuffisamment documenté.

Le dimensionnement de la zone enherbée doit tenir compte des volumes de ruissellement entrant, de la capacité d'infiltration de la ZTS, du temps de résidence des PPP et de la capacité d'adsorption de la ZTS (lesquels dépendent de la surface contributive au ruissellement en amont de la ZTS, de la pente du versant, de la nature et de la texture du sol et de la composition et de la structure de la végétation).

En moyenne, l'efficacité des bandes enherbées est > 50% quelles que soient les molécules pour une largeur supérieure à 20 m (Prosser *et al.*, 2020).

Ainsi, l'indicateur de largeur de bande enherbée, s'il est important, n'est pas suffisant pour s'assurer d'une bonne atténuation des transferts (Prosser *et al.*, 2020). L'outil BUVARD (Catalogne *et al.*, 2018) pourrait être mobilisé pour aider à identifier la largeur de bande enherbée requise pour l'efficacité d'abattement du ruissellement souhaitée.

D'autre part, la localisation des bandes enherbées au sein du bassin versant détermine leur efficacité. Celles-ci devraient être installées suffisamment en amont de versant pour limiter les surfaces contributives au ruissellement et le risque de concentration des écoulements (Stehle *et al.*, 2016). La position en bas de versant est sujette à dysfonctionnement car le risque de concentration des écoulements en rigoles est plus fort. De plus, la proximité avec le cours d'eau augmente le risque d'hydromorphie limitant l'infiltration et augmentant le risque de contamination de la nappe phréatique peu profonde. Par ailleurs, il est essentiel de minimiser les courts-circuits et d'éviter la compaction ou la saturation du sol au sein de la ZTS qui en limitent fortement l'efficacité. La localisation doit donc faire l'objet d'un diagnostic hydrologique à l'échelle du bassin versant et du site d'implantation lui-même.

Zones boisées

La présence de buissons et d'arbres dans une ZTS peut être très bénéfique pour en améliorer les performances de limitation du transfert des PPP (Passeport *et al.*, 2014). En effet, comparées aux zones tampons enherbées, les zones tampons boisées présentent l'avantage d'une capacité d'infiltration accrue grâce à leur développement racinaire. Ainsi, elles sont susceptibles de réduire de 55 à 100% les flux d'herbicides et de fongicides dans le ruissellement, dès 6 m de large (Passeport *et al.*, 2011; Passeport *et al.*, 2013; Passeport *et al.*, 2014; Pavlidis et Tsihrintzis, 2018). Toutefois, le faible nombre d'études disponibles, notamment en conditions de terrain, ne permet pas de généraliser les résultats au-delà des cas étudiés ni d'identifier les éléments clés de dimensionnement et de gestion de ces zones boisées. Par ailleurs, la présence d'arbre est une protection contre l'érosion, le soleil et le vent et permet le maintien d'une biodiversité spécifique. Les dispositifs boisés peuvent également générer une valorisation économique intéressante à concilier avec leur fonction environnementale.

Haies

Les haies (incluant les haies sur talus) constituent un type d'infrastructure verte particulièrement intéressant à considérer dans une stratégie d'aménagement pour limiter les transferts de PPP vers les cours d'eau. Comme dans les zones boisées, la présence d'arbres favorise l'infiltration du ruissellement grâce au chevelu racinaire

développés et à la rétention des PPP dans les couches superficielles de sol plus riches en matières organiques (Carluer *et al.*, 2019). Cependant, la haie doit être positionnée de façon à intercepter le ruissellement issu des parcelles traitées (l'outil BUVARD (Catalogne *et al.*, 2018) déjà cité peut aider à identifier les contextes d'implantation favorables). D'autre part, la capacité d'infiltration accrue d'une haie, la largeur de son pied « à plat », doit être suffisante pour éviter la formation de courts-circuits. L'implantation de haies doubles peut être une meilleure solution en cas de contexte de fort ruissellement érosif. Si la présence d'un talus suffit à favoriser l'infiltration en amont de la haie s'il est bien continu (sans trou de drainage), inversement, la présence de fossés en amont de la haie peut réduire à néant le rôle de cette dernière dans l'atténuation des flux de surface en canalisant les écoulements directement vers l'aval. Une des questions majeures à ce jour pour implanter au mieux ces dispositifs à des fins de limitation des transferts hydriques des PPP est d'évaluer en quelle mesure les flux lixiviés peuvent contribuer à contaminer une nappe sous-jacente, notamment peu profonde, en bordure de cours d'eau. Le potentiel épuratoire des haies vis-à-vis des PPP reste encore à caractériser et on ne peut aujourd'hui qu'extrapoler à ces systèmes les résultats acquis sur les zones enherbées et boisées. Il faut souligner que les haies, comme les zones boisées, sont un réservoir de biodiversité (Ogburn *et al.*, 2021), qu'elles protègent la culture du vent, améliorent le microclimat (Wenneker et Van de Zande, 2008) et limitent l'érosion du sol (Ucar et Hall, 2001). Mais les haies peuvent aussi faire l'objet d'une contamination accrue aux PPP (Aubertot *et al.*, 2005; Pelosi *et al.*, 2021).

Fossés

Les fossés agricoles sont le plus souvent conçus pour faciliter l'évacuation de l'eau en excès des parcelles (eaux de drainage enterré ou ruissellement) afin d'en permettre la mise en culture. Ils peuvent constituer des courts-circuits hydrauliques entre parcelles traitées et cours d'eau, surtout s'ils ont été conçus pour accélérer les écoulements hors des parcelles. L'intérêt des fossés végétalisés pour atténuer les concentrations de PPP est reconnu (20 à 99% de réduction des concentrations des PPP) (Kumwimba *et al.*, 2018), mais leur capacité épuratoire dépend de la vitesse de l'écoulement, du volume d'eau circulant dans le fossé, des propriétés des molécules et de la concentration initiale en PPP (Werner *et al.*, 2010). Les facteurs qui contribuent à conférer une capacité épuratoire aux fossés, minimisant les flux de PPP vers l'aval, sont liés aux caractéristiques propres des fossés (porosité, teneur en matière organique, couvert végétal, litière…), aux conditions hydro-climatiques (flux entrants et vitesses d'écoulement) et à leurs modes de gestion (entretien, contrôle des flux entrant…). En particulier, les facteurs clés à optimiser sont l'augmentation du temps de séjour et l'augmentation du pouvoir de sorption. Ainsi, la création de seuils (contrôle du débit en sortie de drainage) pour ralentir l'écoulement, une végétation assez dense pour faciliter le ralentissement, la dispersion, la rétention mais également l'infiltration sont préconisés. Comme pour les zones boisées, il ressort pour ces dispositifs un besoin de renforcer les études de terrain afin de mieux cerner les conditions d'une efficacité optimale selon les contextes : type de couverts à privilégier, propriétés de sorption du substrat, longueur et largeur des fossés, niveau de connectivité en amont, effet de la saison.

Bien que la largeur de ZTS soit l'indicateur le plus largement mis en avant dans la législation en Europe pour limiter les transferts de PPP, la diversité des facteurs en cause, la nature plus ou moins concentrée des écoulements et la grande dépendance de l'efficacité d'une ZTS vis-à-vis des paramètres locaux (sol, météo, topographie, végétation, courts-circuits…) le rend insuffisant pour mettre en place ou juger de l'efficacité d'une ZTS vis-à-vis du ruissellement (Gene *et al.*, 2019). Il est aussi nécessaire de prendre en compte la surface de la zone contributive et le fonctionnement hydrologique du bassin versant en amont ainsi que la capacité d'infiltration du dispositif et les propriétés des PPP. L'analyse de la bibliographie a d'autre part permis de relever des lacunes concernant : (1) l'efficacité des ZTS vis-à-vis des traitements de semences, des nouvelles molécules, du biocontrôle et des nanoparticules ; (2) le devenir des substances infiltrées dans les ZTS vis-à-vis des nappes à préserver et à long terme (dégradation, devenir des produits de transformation, remobilisation) ; (3) des études globales au niveau de la ZTS (considérer le sol et la végétation comme un écosystème et étudier l'influence des macro-invertébrés sur la structuration du sol et celle des micro-organismes, combinés aux plantes, sur la dégradation des PPP) ; (4) des retours d'expérience sur la mise en évidence de l'effet positif spécifique des ZTS vis-à-vis de la qualité de l'eau au niveau du bassin versant, les freins majeurs étant la difficulté de s'affranchir des facteurs confondants et de réaliser un bilan représentatif de l'évolution réelle des flux de PPP aux échelles de temps requises. Les nouveaux outils de mesure des PPP, tels que les échantillonneurs intégratifs passifs, peuvent aider à avancer dans ce sens en étant

complétés par un suivi hydrométéorologique adapté et une connaissance suffisamment fine des actions réellement mises en place par les agriculteurs à l'échelle du bassin versant.

6.3.2. Zones tampons sèches et réduction des transferts aériens

La dispersion atmosphérique transporte les PPP en aval de la parcelle traitée, à différentes distances, générant ainsi une contamination de l'air par les gouttelettes dispersées (dérive aérienne) ou par le gaz issu de la volatilisation, ainsi qu'une contamination des écosystèmes non cibles par dépôts des gouttelettes (dérive sédimentaire) ou du gaz (dépôt sec). D'une manière générale, les niveaux de concentrations et de dépôts décroissent avec la distance à la parcelle traitée. Ainsi, tout dispositif augmentant la distance entre le bord de la parcelle traitée et l'écosystème à protéger permet de se placer dans une zone de concentrations atmosphériques et de dépôt moindres qu'à proximité de la parcelle traitée (van de Zande *et al.*, 2004).

Les haies végétales représentent des barrières physiques naturelles pour réduire la dispersion atmosphérique des PPP mais des systèmes artificiels verticaux, tels que les filets brise-vent ou les filets Alt'Dérives, peuvent également être utilisés pour filtrer la masse d'air par interception des gouttelettes et modifier l'écoulement d'air en diminuant la vitesse du vent (Ucar et Hall, 2001; van de Zande *et al.*, 2004).

L'efficacité des barrières physiques (haies, filets) à limiter la dispersion atmosphérique des PPP en aval des parcelles traitées est globalement vérifiée par les mesures.

Cependant, l'efficacité des barrières physiques dépend de : (1) la porosité de la barrière (un compromis est nécessaire entre le fait d'intercepter les gouttes et celui de laisser passer un peu d'écoulement d'air ; Ruthy *et al.*, 2019) ; (2) la hauteur, avec des préconisations encore hétérogènes (au moins égale à la hauteur de pulvérisation pour van de Zande *et al.* (2004) ou deux fois plus haute que la culture pour Ucar *et al*. (2001)) ; (3) la largeur ou le nombre de rangs d'arbres ainsi que la structure interne de la haie (*i.e.* architecture foliaire) (Ucar et Hall, 2001), sa continuité sur la longueur, son orientation par rapport à la direction du vent et par rapport aux rangs de la culture (Lemieux et Vézina, 2014) ; (4) la composition de la haie et l'adéquation de son développement végétatif aux périodes de traitement (van de Zande *et al.*, 2004) ; (5) la localisation de la haie par rapport au dernier rang traité.

D'autre part, les haies elles-mêmes peuvent faire l'objet d'une contamination accrue aux PPP. Ce point était déjà relevé en 2005 (Aubertot *et al.*, 2005). Par exemple, le dépôt de PPP via le lessivage par la pluie ruisselant le long des troncs des arbres peut engendrer un dépôt significatif sous la haie, contribuant ensuite potentiellement à la contamination des eaux de surface (Rice *et al.*, 2016).

Il est difficile de définir des préconisations quant aux typologies de haies les plus adaptées en raison de la variabilité des conditions d'observation lors des expérimentations (*i.e.* type de haies, stade de développement, conditions météorologiques) et des méthodologies d'évaluation employées (Bedos *et al.*, 2020). De plus, les essais ont souvent porté sur l'efficacité des barrières physiques à limiter la dérive sédimentaire, les travaux sur la dérive aérienne étant plus récents (Ruthy *et al.*, 2019). Il est nécessaire de continuer à explorer ce volet pour déterminer si un levier permettant de réduire la dérive sédimentaire va réduire dans les mêmes proportions la dérive aérienne et d'étudier la capacité de la haie à filtrer la phase gazeuse issue de la fraction de composé volatilisé.

Les ZTS ne peuvent être envisagées qu'en complément d'un programme de réduction des usages des PPP. D'autre part, il reste difficile de réaliser un bilan de l'efficacité globale d'actions de limitation des transferts à l'échelle du paysage et de s'affranchir de facteurs confondants ainsi que des limites liées à la mise en œuvre concrète des ZTS à cette échelle (le risque majeur étant la présence de courts-circuits et de sols hydromorphes).

6.3.3. Zones tampons humides

Les zones tampons humides naturelles (ZTH) (lagunes, mangroves, marais...) et artificielles (ZTHA) (écosystèmes construits par l'homme afin de reproduire les conditions et les processus naturels des zones

humides) sont susceptibles d'intercepter les eaux chenalisées, soit par du ruissellement canalisé soit par du drainage agricole, afin de contrôler les flux de PPP dans les eaux de ruissellement.

Malgré l'intérêt de ces zones tampons humides pour la gestion des risques liés aux PPP, les travaux portant sur le rôle des ZTH et ZTHA dans l'interception des PPP sont récents.

Plusieurs synthèses avancent des valeurs d'efficacité des zones tampons humides supérieures à 80% pour une majorité de PPP (ceux qui tendent à être fortement adsorbés), mais inférieures à 40% pour d'autres (Vymazal et Bfezinova, 2015; Stehle *et al.*, 2016). Dans certains cas, des efficacités négatives ont été observées, résultant de phénomènes de relargage des PPP dus à des remobilisations lors de forts épisodes de crue et/ou à de la désorption des sédiments pour les molécules faiblement adsorbées (Stehle *et al.*, 2016).

Les processus les plus significatifs permettant de réduire le transfert des PPP sont, par ordre décroissant d'influence, la sédimentation, la sorption, la dégradation microbienne, la photolyse, l'hydrolyse et les prélèvements par la végétation (Vymazal et Bfezinova, 2015; Malyan *et al.*, 2021). La végétation intervient dans trois mécanismes différents (Wang *et al.*, 2014) : (1) l'absorption directe et l'accumulation des PPP dans les tissus végétaux ; (2) la production d'enzymes par le système racinaire favorisant la biodégradation ; (3) l'effet combiné de la végétation et des microorganismes de la rhizosphère, la phytostimulation, augmentant de cinq à dix fois l'activité des microorganismes. Le temps de séjour hydraulique, lié à la réponse hydrologique et dépendant du dimensionnement des zones tampons, joue également un rôle important dans le devenir des PPP : il faut environ un mois pour augmenter significativement la dissipation des molécules (Stehle *et al.*, 2016). Enfin, la performance des zones tampons humides dépend aussi de la saison.

L'analyse de la bibliographie pour différents types de ZTH a montré que les étangs ont un effet significatif sur la réduction des concentrations moyennes et des pics maximaux de PPP entre leurs entrées et leurs exutoires (entre 60 et 100%). Cependant, les processus de rétention ou de dégradation peuvent difficilement être mis en évidence à cause d'un effet de dilution très marqué par la présence d'un grand volume dans l'étang (Le Cor *et al.*, 2021). Les mangroves (écosystèmes côtiers en interface entre le continent et les océans) fournissent des conditions de remédiation *via* le prélèvement des PPP par la végétation, l'accumulation, la détoxification, la rétention et la dégradation (Ivorra *et al.*, 2021). Par ailleurs, les conditions hydrologiques sont favorables à l'expression de ces processus en augmentant la sédimentation et en ralentissant les écoulements. Les rizières présentent une efficacité variant de 26% à 75% car les conditions inondées permettent d'intercepter les eaux d'irrigation plus ou moins chargées en PPP (Matamoros *et al.*, 2020).

Parmi les ZTHA, les mares péri-urbaines jouent un rôle tampon de stockage des PPP, induisant un risque non négligeable pour la biodiversité présente. La présence de bande végétalisée (> 2 m) autour de ces mares permettrait de réduire la présence des PPP (Ulrich *et al.*, 2018). Les bassins d'orage, qui sont des ZTHA conçues pour gérer les eaux pluviales (risque d'inondation, qualité de l'eau), présentent également une efficacité élevée dans la dissipation des PPP (de 36 à 100% ; Cryder *et al.*, 2021). L'entretien et le curage régulier de ces ZTHA permettent de renouveler le compartiment sédimentaire, contribuant à stocker les molécules hydrophobes mais soulèvent la question du devenir des sédiments ainsi récupérés qui doivent être gérés en fonction de leur contamination et du risque associé. Les facteurs contrôlables dans la conception des ZTHA sont le dimensionnement (ratio surface de la zone tampon / surface hydrologique amont connectée), la couverture végétale, le taux de matière organique et les substrats supports des microorganismes. Les recommandations convergent vers un dimensionnement supérieur à 1% du bassin versant amont connecté (Tournebize *et al.*, 2017). Ainsi, pour optimiser la surface de la zone tampon humide et pour maximiser les surfaces de contact PPP / substrat, il est recommandé que la zone tampon soit large. Ceci contribue à réduire les vitesses d'écoulement, à présenter des zones peu profondes (< 50 cm) et ainsi à faciliter l'implantation de la végétation aquatique et les processus de sorption et de dégradation.

D'autres solutions d'interception des flux agricoles par des aménagements (bandes ripariennes inondées, bioréacteurs… ; Tournebize *et al.*, 2020) ont été évaluées pour la rétention des ions nitrates mais très peu de travaux ont porté sur leur application au cas des PPP.

6.4. Gestion des effluents post-application

Dans une exploitation agricole, prendre toutes les précautions recommandées lors du remplissage et du lavage de cuve ne peut pas éliminer totalement les risques de contamination des eaux de surface et des eaux souterraines par les PPP. Or, une mauvaise gestion des effluents de PPP (fonds de cuve) peut contribuer à des risques importants de transferts des PPP, *via* des phénomènes de pollution ponctuelle maîtrisables. Afin de prévenir ces risques, l'arrêté du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des PPP prévoit une liste des procédés de traitement des effluents phytopharmaceutiques reconnus comme efficaces, établie et publiée par le ministère de la Transition écologique (Ministère de la transition écologique et solidaire, 2018).

Les « biobeds » apportent une réponse efficace aux problèmes de pollutions ponctuelles liées aux PPP car ils permettent de réduire significativement les contaminations provenant du lavage du matériel de traitement et de gérer les fonds de cuve.

Ces dispositifs simples et peu onéreux ont été inventés en Suède au début des années 1990 et importés dans de nombreux pays en subissant des adaptations, prenant dès lors des noms différents (comme Phytobac® ou biobac en France) (Del Pilar Castillo *et al.*, 2008).

Le biobed se compose d'une fosse remplie d'un substrat capable de retenir les PPP contenus dans l'effluent phytopharmaceutique que l'on y a versé et de décomposer ces substances grâce au pouvoir de dégradation enzymatique des microorganismes présents dans ce substrat, et particulièrement celui des champignons (Rodriguez-Rodriguez *et al.*, 2013; Adak *et al.*, 2020). Ainsi, les biobeds impliquent des mécanismes complexes combinant une stimulation de l'activité métabolique et des processus de sorption (Karanasios *et al.*, 2012).

Deux paramètres sont importants à considérer pour le bon fonctionnement de ces biobeds : (1) la composition du substrat (biomix) qui doit être pré-composté et validé localement en fonction des matériaux utilisés et des PPP à dégrader et (2) la gestion de l'humidité du biomix qui doit favoriser l'activité microbienne (Del Pilar Castillo *et al.*, 2008; Karanasios *et al.*, 2012).

Le temps de maturation nécessaire dans le biobed s'échelonne entre un et huit mois, avec une efficacité contrastée selon les molécules. La mixture est ensuite ré-appliquée sur les parcelles, sans que des études n'aient cherché à caractériser de manière approfondie la nature de ses impacts sur la biodiversité et les fonctions des (micro)-organismes du sol. D'autre part, des pertes de PPP par volatilisation peuvent avoir lieu à partir de ces biobeds (Cordova-Mendez *et al.*, 2021).

6.5. Conclusion

Aucun des leviers d'action, pris indépendamment, ne garantit un risque zéro de transferts des PPP mais des leviers utilisés de manière combinée (complémentarité et non additivité) permettent de les limiter (pratiques, aménagements, remédiation).

Tous les leviers présentent un effet sur la réduction des transferts de PPP mais cet effet est variable et il est plus ou moins limité selon les conditions pédoclimatiques, le développement végétatif et les propriétés des substances appliquées. L'ensemble des leviers doit donc être considéré. Cependant, les études publiées ne permettent pas d'évaluer l'effet de combinaisons de plusieurs leviers, des antagonismes ou des incompatibilités entre leviers pouvant apparaître *a posteriori*.

Il est important de préciser que l'appréhension de la problématique de l'usage des PPP par les agriculteurs évolue depuis de nombreuses années : les critères d'exigence d'efficacité des traitements diminuent et l'analyse bénéfice/risque conduit les agriculteurs à des réductions d'usage limitant le risque de transfert des PPP, dans un contexte global de transition agroécologique. D'autre part, les profils des propriétés des PPP ont changé depuis une vingtaine d'années avec l'interdiction de PPP persistants et/ou toxiques, mais le catalogue de substances a ainsi été réduit, ce qui a renforcé et concentré les usages de molécules autorisées, engendrant leur présence et leur transfert accrus dans les différents compartiments de l'environnement.

Afin de mieux caractériser l'effet des différents leviers d'action existants sur le transfert des PPP, il reste indispensable : (1) d'approfondir l'étude de l'effet de la formulation sur le comportement des substances actives ; (2) de mieux renseigner les usages des PPP spatialement et temporellement ; (3) d'évaluer le risque d'accumulation de substances dans les zones refuges (haies, zones boisées...) ; (4) d'étudier le devenir des produits de biocontrôle ainsi que des produits de transformation de l'ensemble des PPP dans les parcelles et dans les différentes ZT ; (5) d'évaluer l'efficacité de la combinaison des leviers ; (6) de mener des travaux sur l'effet du changement climatique sur le comportement des PPP, en y associant la modification d'usages induite par les modifications d'attaques des ravageurs, les modifications des cycles culturaux et la relocalisation des cultures ; (7) d'évaluer les scénarios de limitation des transferts du point de vue de leurs impacts sur la biodiversité et de leurs impacts socio-économiques ; (8) de développer des approches plus intégrées abordant à la fois les aspects qualitatifs et quantitatifs, des échelles locales jusqu'au bassin versant, en raison des enjeux et des effets multiples des stratégies de gestion à la parcelle et des éléments paysagers sur le transfert des PPP.

7. Méthodes d'évaluation des impacts des PPP

7.1. Méthodes mobilisées dans les différentes approches écotoxicologiques (des bioessais de laboratoire aux suivis *in situ*)

7.1.1. Méthodes utilisées dans le cadre réglementaire

Règlement (CE) No 1107/2009

Dans le cadre du règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009c) qui régit la mise sur le marché des PPP, la caractérisation de l'écotoxicité des PPP est basée sur un système de « Tiers » (évaluation par niveau). Le Tier 1 se compose d'études standardisées permettant de déterminer les effets des PPP sur un certain nombre d'organismes incluant les oiseaux et les mammifères, les organismes aquatiques (*a minima* poissons, micro-algues et macrophytes), les arthropodes non cibles (abeilles notamment), les vers de terre, les microorganismes non cibles du sol et autres organismes non cibles (flore et faune) supposés être exposés à un risque (Commission européenne, 2009c). Ces essais correspondent majoritairement à des études « dose-réponse » réalisées au laboratoire en conditions contrôlées (OCDE, 1984; 1998). Pour chaque test, un organisme modèle est exposé à un gradient de doses croissantes de PPP (classiquement, une seule substance active) pendant un temps donné afin de déterminer un point final (mortalité, croissance, reproduction...). Ces tests doivent être réalisés selon des lignes directrices internationales (OCDE, ISO…), ou issues d'autres organismes et approuvées par les autorités compétentes (EFSA, Anses, ECHA…), et selon les bonnes pratiques de laboratoire (BPL), à l'exception d'essais complémentaires répondant à des exigences spécifiques ; (OCDE, 2006 ; 2013 ; ISO (International Organisation for Standardization), 2014; OCDE, 2015; 2016; AFNOR, 2019; OCDE, 2019).

De par leurs traits bio-écologiques, les oiseaux et les mammifères sont principalement exposés aux PPP par la nourriture. Ainsi, les tests évaluent la toxicité orale aiguë, la toxicité alimentaire à court terme, les effets sur la reproduction, l'appétence des appâts, granules ou semences traitées et l'empoisonnement secondaire. Les organismes aquatiques étant exposés directement par leur milieu ambiant, les tests évalueront la mortalité de manière aiguë ou chronique de ce type d'exposition pour les poissons et les invertébrés. Les effets sur les producteurs primaires aquatiques (croissance) ainsi que sur les organismes vivant dans les sédiments sont également évalués. Le potentiel de bioconcentration des substances hydrophobes dans le poisson doit également être déterminé. Dans le cas des abeilles (et autres arthropodes), la réglementation requiert *a minima* des études pour caractériser la toxicité orale et par contact. Des études d'alimentation du couvain pour suivre le développement larvaire et la mortalité des adultes et des larves peuvent également être demandées. Pour les vers de terre, il s'agit de caractériser la toxicité aiguë (effets sur le comportement, la morphologie, le poids corporel, la reproduction) ou la bioaccumulation à l'échelle des populations (teneur en résidus dans les vers). Enfin, pour les microorganismes du sol, un seul test est en vigueur, celui qui concerne la transformation de l'azote.

L'évaluation du risque écotoxicologique est généralement réalisée à l'échelle de la population (Boivin et Poulsen, 2017). Elle nécessite une comparaison de la toxicité et de l'exposition, selon différentes modalités dépendant des groupes taxonomiques concernés. La toxicité, évaluée grâce aux tests monospécifiques décrits ci-dessus, est caractérisée par les valeurs de CLx (concentration provoquant x% de mortalité, toxicité aiguë), DLx (dose provoquant x% de mortalité, toxicité aiguë), CEx (concentration produisant x% d'effet), NOEC (plus forte concentration testée dans un test de toxicité chronique qui n'entraîne pas d'effet statistiquement significatif par rapport au témoin) ou LOEC (plus faible concentration testée dans un test de toxicité chronique qui entraîne un effet statistiquement significatif par rapport au témoin). L'exposition correspond aux concentrations dans les différents milieux (concentrations prévisibles dans l'environnement - PEC) ou aux doses d'application. Au final, le risque est évalué en calculant des rapports toxicité/exposition (TER ; organismes aquatiques) ou des quotients de risque (QR ; abeilles), etc., qui sont ensuite comparés à des valeurs seuils pour en déduire si le risque est acceptable ou non.

S'il s'avère que le risque évalué à partir de ces tests n'est pas acceptable, il faut passer au Tier supérieur (Tier 2, qui correspond à des essais supplémentaires au laboratoire, puis Tier 3, qui correspond à des essais en cosmes) : il s'agit de passer d'une évaluation basée sur des hypothèses très conservatrices à une évaluation basée sur des hypothèses plus réalistes en s'appuyant sur d'autres approches expérimentales telles que des essais supervisés en cage ou sur le terrain pour les oiseaux et les mammifères, ou des études en microcosmes ou mésocosmes (afin d'estimer les NOEC) pour les organismes aquatiques. Le calcul d'un seuil type *Ecological Treshold Option* (ETO) ou encore *Ecological Recovery Option* (ERO) obtenu en Tier 3 et basé sur des expériences réalisées en microcosme ou en mésocosme est notamment recommandé pour les organismes aquatiques. Concernant les organismes terrestres, les effets sur les populations et les communautés peuvent être évalués au champ dans des expérimentations dédiées (ISO (International Organisation for Standardization), 2014) qui permettent d'évaluer la sensibilité des différentes espèces aux PPP testés, les teneurs en résidus dans les vers de terre ou encore la récupération des populations après épandage de PPP. Enfin, pour les pollinisateurs, si nécessaire, des essais doivent être réalisés en cage, en tunnel ou au champ pour déterminer les effets sur le comportement, les effets létaux et les effets sur le développement de la ruche (champ).

Le choix des espèces modèles est parfois controversé. Si leur maintien en laboratoire et les connaissances acquises sur leur bio-physiologie sont des atouts pour les tests en routine, la représentativité de ces espèces est quelquefois remise en question et elles ne sont pas nécessairement les plus sensibles aux PPP (Pelosi *et al.*, 2013; Arena et Sgolastra, 2014). D'autre part, baser l'évaluation du risque écotoxicologique uniquement sur ces espèces modèles ne permet pas de protéger la totalité des espèces présentes *in situ*. Des facteurs de sécurité sont donc appliqués pour protéger la plus grande diversité possible d'organismes (Boivin et Poulsen, 2017). Enfin, certaines espèces ne sont pas prises en compte au niveau règlementaire, en particulier les espèces marines, ainsi que plusieurs groupes de vertébrés terrestres comme les chauves-souris, les reptiles et les amphibiens. Il est important de souligner que les documents guides de l'EFSA utilisés dans le cadre réglementaire évoluent en fonction des avancées scientifiques.

Les PPP approuvés à l'échelle de l'UE font ensuite l'objet d'un suivi (*via* la PPV - phytopharmacovigilance en France) visant à déterminer si les conditions d'utilisation (fréquence et période d'utilisation) n'entraînent pas en conditions réelles l'émergence d'effets délétères sur l'homme et sur l'environnement (voir Chapitre 1).

Autres cadres réglementaires

Plusieurs indicateurs de la qualité des milieux sont régulièrement utilisés dans d'autres cadres réglementaires comme celui de la DCE. Les producteurs primaires aquatiques sont notamment suivis par les indices IBD (Indice Biologique Diatomées) et IPS (Indice de Polluosensibilité Spécifique) pour les diatomées, par l'IPLAC (Indice Phytoplanctonique Lacustre) pour le phytoplancton et par l'IBMR et l'IBML (Indices Biologiques Macrophytique en Rivières / Lacs) pour les macrophytes. Ces indices reposent sur l'analyse taxonomique des communautés présentes *in situ*. Les macroinvertébrés benthiques sont suivis par l'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé) et plus récemment l'I2M2 (Indice Invertébrés MultiMétriques) alors que les poissons sont suivis par l'IPR (Indice Poisson Rivière). Toutefois, si ces indices sont efficaces pour détecter la dégradation ou la restauration écologique d'un milieu (eutrophisation, salinisation, altérations hydromorphologiques...), ils ne sont pas calibrés pour renseigner spécifiquement les impacts associés à la pression des PPP.

7.1.2. Méthodes utilisées aux échelles infra-individuelles et individuelles

De nombreux biomarqueurs infra-individuels ont été développés pour évaluer les effets des PPP, par exemple pour déterminer leur génotoxicité (aberrations chromosomiques, anomalies nucléaires, test du micronoyau...), leur neurotoxicité (activité de l'enzyme acétylcholinestérase AChE) ou leurs effets sur l'immunité (fonctions cellulaires telle la phagocytose ; fonctions humorales non spécifiques telles les activités du lysozyme...). Toutefois, la transposition des effets observés à des impacts sur la santé des organismes reste délicate. De plus, dans le cadre de suivis de terrain, l'interprétation se heurte à la non spécificité de certains biomarqueurs et à l'influence de facteurs de confusion qui n'est pas toujours prise en compte (autres pollutions et stress environnementaux ; sexe, âge, maturité reproductrice, etc. des organismes eux-mêmes). La mise en œuvre de bioessais *in situ* calibrés et standardisés peut permettre de pallier en partie cette dernière contrainte (par exemple, norme AFNOR AChE – Gammare (AFNOR, 2019)).

La plupart des études menées à l'échelle individuelle se base sur des réponses au niveau de la morphologie, de la croissance et du comportement ou à un niveau biologique plus fin *via* les biomarqueurs décrits ci-dessus. Ces études peuvent être réalisées dans un cadre standardisé impliquant des espèces modèles et des conditions d'exposition et d'incubation strictes (plantes terrestres (OCDE, 2006), oiseaux (OCDE, 2016), poissons (OCDE, 2013; 2019), vers de terre (ISO, 2005), amphibiens (OCDE, 2015; 2019)) et/ou, à l'inverse, dans un cadre non standardisé dont les conditions d'expérience et les espèces impliquées sont au libre choix de l'expérimentateur. Les tests de toxicité chronique étant complexes à mettre en place, les seuils d'effet chronique sont souvent déduits en appliquant des facteurs de sécurité empiriques aux données de toxicité aiguë. Les tests aigus et chroniques, dont la calibration et l'interprétation sont utilisées pour caractériser le risque ecotoxicologique (voir Section 7.1.1), ne sont généralement pas réalisés dans la perspective d'une évaluation plus globale à l'échelle du fonctionnement de l'écosystème.

L'identification du caractère perturbateur endocrinien (PE) d'un PPP représente un enjeu crucial car il a des conséquences sur la santé des organismes exposés et de leur descendance. Il existe de très nombreux tests pour déterminer le caractère PE de composés organiques chez des organismes comme les daphnies, les poissons, les amphibiens, les mammifères, etc. (OCDE, 2018) Le développement récent du test EASZY, recommandé par l'EFSA dans le cadre de l'approbation des PPP, a permis de fournir un outil de mise en évidence rapide du caractère oestrogénisant d'un PPP (Brion *et al.*, 2012; European Chemicals Agency et Efsa, 2018; OCDE, 2021). Ce test, basé sur un modèle de vertébré aquatique (embryon de poisson zèbre), est non invasif, robuste et sensible et permet la visualisation et la quantification du gène de l'aromatase B spécifiquement exprimé dans le cerveau des embryons, qui est induit en présence de substances chimiques à activité œstrogénique. En revanche, de nombreux organismes sont dépourvus d'aromatase (*e.g.* invertébrés), ce qui implique que cette perturbation n'a pas de signification. En effet, l'aromatase est impliquée dans la stéroïdogénèse et convertit les androgènes en oestrogènes. Deux autres indicateurs du caractère PE des PPP sont, par exemple, particulièrement étudiés chez les poissons : l'induction de la vitellogénine et la formation d'ovotestis (Vos *et al.*, 2000; Martyniuk *et al.*, 2020).

L'intérêt des études ciblant les échelles infra-individuelles et individuelles est de démontrer un lien de causalité entre l'exposition à un ou des PPP et leurs effets sur la morphologie (taille, masse, condition corporelle), les traits d'histoire de vie et autres paramètres de *fitness* des organismes (survie, reproduction, comportement, état sanitaire) ou les signes cliniques d'intoxication (tremblements, spasmes) et, si possible, d'en caractériser les mécanismes écophysiologiques. Dans ce cadre, l'intérêt des approches en conditions contrôlées est de limiter et/ou de contrôler les possibles facteurs de confusion (âge, sexe, nutrition, autres facteurs de stress). Toutefois, bien que nécessaires pour comprendre les effets des PPP sur les organismes et le rôle de différents facteurs, les tests au laboratoire ne permettent pas d'extrapoler à des effets sur des populations dans des environnements naturels complexes. Ils sont, de plus, généralement réalisés à court terme et n'incluent pas systématiquement de suivi post-exposition (malgré la démonstration croissante d'effets différés), alors que les impacts sur la biomasse ou sur les changements de composition taxonomique s'opèrent généralement à plus long terme (Sabater *et al.*, 2007).

Pour caractériser l'exposition des organismes aux PPP, des mesures peuvent être réalisées au travers du dosage de résidus de PPP dans les ressources alimentaires, matrices biologiques (organismes entiers, cerveau, tube digestif, foie, muscles, plumes, poils, œufs...), fèces ou dans l'environnement immédiat consommé (sol, eau).

7.1.3. Méthodes développées aux échelles des populations et des communautés

Abondance et structure

Microorganismes et microalgues

Les effets des PPP sur l'abondance et la structure des communautés microbiennes (microalgues comprises) peuvent être étudiés au laboratoire au moyen d'observations réalisées au microscope, de mesures de profils pigmentaires (par HPLC par exemple) associés ou non à la chémotaxonomie, d'analyses en cytométrie de flux, par dosage des acides gras phospholipidiques (PLFA) ou encore par dosage de l'ergostérol pour les champignons. Les observations microscopiques sont notamment utilisées pour réaliser l'analyse taxonomique des hyphomycètes et des microalgues. La détermination des diatomées benthiques peut être réalisée à partir de leur frustule en silice et de nombreux travaux ont montré l'intérêt de cette approche pour détecter l'effet de contamination tant au niveau du taux de malformation des frustules qu'au niveau de la composition taxonomique de la communauté (Morin *et al.*, 2014).

Depuis la fin du 20e siècle, l'essor et le développement des méthodes moléculaires ont permis d'explorer de manière plus fine les effets des PPP sur la structure et la diversité des communautés microbiennes à l'aide d'analyses d'empreintes moléculaires et d'études de la diversité des séquences d'amplicons de différents gènes ou régions inter-géniques (ITS) (Magbanua *et al.*, 2013; Medo *et al.*, 2020) pour investiguer la diversité d'organismes tels que les procaryotes (ADNr 16S pour les bactéries et les archées) (Pesce *et al.*, 2006)) ou les eucaryotes (ADNr 18S ou ITS fongique) (Pesce *et al.*, 2009a; Magbanua *et al.*, 2013; Medo *et al.*, 2020). L'analyse de ces marqueurs permet ainsi de déterminer l'impact des PPP sur la structure des communautés, la diversité alpha (*e.g.*, indice de Shannon) et béta ou l'abondance relative des différents groupes taxonomiques au sein des communautés bactériennes et fongiques. L'impact des PPP sur ces marqueurs a ainsi été analysé par différentes techniques d'empreinte moléculaire (t-RFLP, DGGE, TTGE…) (Dorigo *et al.*, 2007; Marileo *et al.*, 2016) et/ou de séquençage d'amplicons par pyroséquençage (Elsayed *et al.*, 2015), séquençage Miseq (Lu *et al.*, 2020) ou séquençage de métagénome (Janssen *et al.*, 2019). Ces dernières années ont également été marquées par l'émergence des approches de metabarcoding qui permettent de mieux exploiter les données générées par les approches de séquençage et de mieux appréhender la diversité des communautés. Appliquée aux microalgues (ici, diatomées benthiques), ces techniques ont récemment montré leur potentiel pour l'estimation de la qualité écologique d'un cours d'eau (Vasselon *et al.*, 2017). La structure des communautés de diatomées benthiques permet également de détecter la présence d'herbicides dans les cours d'eau grâce à l'indice SPEAR (*Species at Risk*), (Liess et von der Ohe, 2005; Wood *et al.*, 2019). S'il a montré des résultats satisfaisants en Australie où il a été appliqué pour la première fois à ce type de communautés, il reste toutefois à tester à plus large échelle géographique et nécessiterait vraisemblablement des ajustements pour une transposition en Europe et en France.

L'analyse de la dynamique temporelle des structures des populations et communautés microbiennes en réponse aux PPP est généralement réalisée au travers d'analyses multivariées telles que les NMDS (*Non-metric Multidimensional Scaling*), PCA (*Principal Component Analysis*), RDA (*Redundancy Analysis*) ou encore PRC (*Principal Response Curve*). En milieu aquatique et dans les sols, la diversité métabolique et/ou les profils physiologiques (*Community Level Physiological Profile* - CLPP) des communautés microbiennes sont souvent analysés par la méthode des plaques Biolog® avec des Ecoplates qui permettent de calculer des indices de diversité métabolique (Lv *et al.*, 2017).

D'autres méthodes de mesure de l'abondance concernent par exemple la mesure de la biomasse microbienne du sol et de son *turnover*, notamment par la technique de fumigation-extraction (Perucci *et al.*, 2000), la mesure de la quantité de chlorophylle a pour estimer la biomasse algale, le dosage de l'ergostérol pour déterminer la biomasse fongique, ou encore l'énumération de la microflore cultivable.

Les résultats obtenus avec ces méthodes restent cependant souvent difficiles à interpréter car ils sont généralement influencés par de nombreux facteurs (pédo- ou hydro-climatiques) sans qu'un référentiel d'interprétation ne soit disponible. Il convient également de considérer la richesse phylogénétique (notamment la présence de plusieurs copies, pas toujours identiques, de l'opéron ribosomique au sein d'une même espèce microbienne), la redondance fonctionnelle et la complexité de l'écosystème, qu'il soit terrestre ou aquatique (réseaux d'interaction). Bien que les approches de séquençage à haut débit, de métagénomique et d'écotoxicogénomique connaissent un développement important dans le domaine de l'écologie microbienne, ces techniques restent encore confidentielles dans le domaine de l'écotoxicologie microbienne, dans lequel il y a encore assez peu d'études utilisant ces techniques de pointe.

Macroorganismes

La plupart des méthodes moléculaires décrites précédemment pour déterminer l'abondance et la structure des communautés de microorganismes incluant des microalgues peuvent être appliquées au cas des macroorganismes : mesure de l'ADN environnemental, métabarcoding, méthodes de génétique des populations (taille efficace des populations, migration, dispersion, succès reproducteur, héritabilité *in situ*...) (Keck *et al.*, 2022). Les approches non invasives (analyse des fèces...) sont également recommandées, en particulier dans le cas des espèces en danger.

L'abondance et la structure des populations et communautés des macroorganismes de vertébrés et invertébrés terrestres et aquatiques peuvent aussi être mesurées *in situ* en suivant une ou plusieurs espèces avec des protocoles standardisés (indice d'abondance ponctuel, indice kilométrique...). La principale limite de cette méthode est qu'il n'est jamais possible de détecter la totalité des individus, et que la détection peut varier en fonction des conditions météorologiques et de l'activité des organismes, par exemple. Cependant, il n'est pas nécessaire d'avoir un dénombrement exhaustif pour pouvoir disposer d'informations pertinentes et cette méthode permet de comparer des sites entre eux ou de suivre des sites dans le temps (Besnard et Salles, 2010; Pelosi *et al.*, 2015).

D'une manière générale, les méthodes de « capture-marquage-recapture » (CMR), basées sur l'identification individuelle des animaux, peuvent être employées pour compenser les limites liées à une détection non exhaustive des organismes. Cependant, l'hypothèse forte est que la population étudiée doit être « close », c'est-à-dire qu'elle n'échange pas d'individus avec l'extérieur par émigration ou immigration et qu'il n'y a ni natalité ni mortalité dans l'intervalle de temps entre la première et la dernière session de terrain. Cette contrainte peut être surmontée en réalisant des sessions très proches dans le temps (Besnard et Salles, 2010). Lorsque le marquage des individus est trop contraignant pour obtenir un échantillon suffisant, il est possible de s'orienter vers les méthodes d'échantillonnage par la distance (« *distance sampling* ») dont le fondement théorique repose sur l'hypothèse que la probabilité de détection des individus présents sur un site est fonction de la distance à l'observateur (Besnard et Salles, 2010). L'approche CKMR (*Close-Kin Mark-Recapture*), plus récente, est basée sur l'identification génétique des paires des individus apparentés (Ruzzante *et al.*, 2019). Elle permet notamment de déterminer l'abondance, le taux de mortalité ou la répartition spatiale des macroorganismes.

Les méthodes de présence-absence (« *occupancy* »), quant à elles, consistent à sélectionner un grand nombre de sites à suivre et à les prospecter plusieurs fois au cours d'une saison. Elles fournissent des informations sur l'occupation de l'espace et sont donc particulièrement utiles pour les espèces rares. Cependant, elles nécessitent de travailler sur un grand nombre de sous-unités d'échantillonnage, de manière répétée dans le temps et sur lesquelles les populations seront fidèles au cours d'une saison de terrain (hypothèse de site clos). Elles ne sont donc pas très adaptées pour des espèces qui colonisent et abandonnent les sites rapidement (Besnard et Salles, 2010).

L'échantillonnage est ainsi une étape cruciale dans le suivi des populations et communautés des macroorganismes. Il peut être classique (sélection aléatoire d'un certain nombre de sous-unités au sein de la zone d'étude) ou stratifié (regroupement en amont de l'étude de différentes sous-unités suivies en classes qui présenteront des abondances différentes). Il existe aussi l'« *adaptative sampling* » qui consiste à choisir aléatoirement un certain nombre de sous-unités à suivre. Ce type d'échantillonnage propose que, lorsque la sous-unité suivie est positive pour la présence de l'espèce, les sous-unités adjacentes sont prospectées. Lorsqu'une sous-unité suivie est négative pour la présence de l'espèce, alors la sous-unité suivante de l'échantillon retenue

en premier est prospectée. Ce type d'échantillonnage est recommandé pour les espèces rares ou très localisées (Besnard et Salles, 2010).

Par ailleurs, de nombreuses références toxiques/écotoxiques ont été développées pour évaluer les impacts des PPP sur les macroorganismes. Dans le cas des invertébrés aquatiques, les concentrations environnementales en PPP peuvent être confrontées à (1) des concentrations d'effets toxiques définies chez différentes espèces d'invertébrés modèles (approches QR - Quotient de Risque, ART - *Acute/Chronic Risk Threshold*, Unités Toxiques...) ; (2) des seuils de qualité environnementale correspondant à des seuils de risque pour les communautés (NQE - Norme de Qualité Environnementale de la DCE en Europe ; ERL - *Environmental Risk Limits*…) ; (3) des distributions de sensibilité des espèces (SSD) permettant le calcul de fractions potentiellement affectées (PAF) au sein d'une communauté théorique d'espèces (Vijver et van den Brink, 2014). Un des avantages de l'approche PAF est de pouvoir intégrer et comparer le risque associé à différents PPP (Silva *et al.*, 2015) et à différents stress (notamment physiques et habitat). Ce type d'approche peut par ailleurs être appliqué à d'autres organismes. L'indice SPEAR pesticides permet, quant à lui, de mettre en évidence la présence d'une contamination d'un cours d'eau par des PPP, à différentes échelles, à partir de la structure d'une communauté d'invertébrés aquatiques *in situ* (Schafer *et al.*, 2007).

Dans le cas des abeilles, de nombreux indices sont disponibles, tels que le quotient de danger (Mineau *et al.*, 2008), les unités toxiques, ou l'indicateur IPR (*Insecticide Program Risk*) (Tuell et Isaacs, 2010) qui est basé sur le rapport entre la quantité de matière active appliquée par hectare et la DL50 (dose provoquant 50% de mortalité) par contact pour les abeilles domestiques. Cependant, ces indices ne permettent pas de prendre en compte les effets sublétaux, les effets liés aux mélanges de PPP et aux éventuelles interactions avec les autres pressions environnementales (pouvant parfois engendrer des effets synergiques), ou encore les effets liés à de multiples voies d'exposition (contact et orale), etc.

Pour les invertébrés terrestres, la norme ISO 11268-3 (ISO (International Organisation for Standardization), 2014) permet d'évaluer les effets des PPP sur les populations et communautés de vers de terre en plein champ, lorsque des effets sur la reproduction de l'espèce *Eisenia fetida* ont été mis en évidence au laboratoire. Les bénéfices sont des informations sur la sensibilité des différentes espèces, les interactions entre les espèces (effets de compensation entre espèces par exemple) ou encore la vitesse de récupération (avec prise en compte des effets de l'environnement paysager). Ainsi, Amossé *et al.* (2020) ont mis en évidence des effets des PPP sur la diversité spécifique des vers de terre alors qu'aucun effet n'avait été décelé sur leur abondance totale. Ces auteurs proposent que les tests au champ soient utilisés pour l'évaluation de fonctions écologiques (dégradation de la matière organique, création de galeries). L'inconvénient est que de tels tests participent à la pollution des milieux puisque des produits potentiellement toxiques sont épandus sur les sols, de nombreux tests au champ sur vers de terre étant réalisés chaque année dans le cadre de l'évaluation de nouvelles substances avant leur approbation (Dinter *et al.*, 2013).

Concernant les auxiliaires, l'impact des PPP est généralement déterminé en assignant un score de toxicité déterminé par l'Organisation Internationale de Lutte Biologique et intégrée (OILB), qui s'appuie sur l'utilisation de tests standardisés (réalisés au laboratoire et en conditions semi-naturelles) sur une série d'organismes modèles comme les abeilles, les parasitoïdes, et autres insectes prédateurs, pour établir une classification des PPP. Néanmoins, ces scores se basent uniquement sur la mortalité et ils ne tiennent, là encore, pas compte des effets sublétaux ni des interactions et synergies possibles. Ainsi, les indices de toxicité ne constituent pas un critère absolu et leur usage a été remis en question car ils varient en fonction des PPP utilisés, du contexte paysager, des traits des insectes (mobilité, régime alimentaire) et des différentes guildes.

Potentiel fonctionnel et contribution aux fonctions écosystémiques

L'impact fonctionnel des PPP sur les organismes, de l'individu à la communauté, peut être évalué au travers de la mesure de différentes activités biologiques (potentielles ou effectives) contribuant aux fonctions écosystémiques (photosynthèse, respiration, dénitrification, décomposition de la matière organique dissoute ou particulaire, nitrification, méthanogènes, biodégradation de contaminants incluant les PPP, etc.).

Les effets des PPP sur la photosynthèse sont généralement déterminés par fluorimétrie PAM (pour *Pulse-Amplitude Modulation*) qui mesure les variations de fluorescence chlorophyllienne (Guasch *et al.*, 2002; Espel *et al.*, 2019) mais certaines études mobilisent l'emploi de ^{13}C ou de ^{14}C pour estimer la consommation de CO_2 (Dorigo *et al.*, 2007).

La fonction de respiration microbienne est analysée avec trois méthodes différentes : (1) consommation de l'O_2 dissous (O-*rings* ou oxymètres portatifs) (Pesce *et al.*, 2013b) ; (2) production de CO_2 (solutions basiques permettant de piéger le CO_2) (Widenfalk *et al.*, 2004) ou mesure directe par chromatographie en phase gazeuse (Chen *et al.*, 2019) ; (3) respiration induite par l'ajout d'un substrat carboné labile (Artigas *et al.*, 2012). Ces méthodes font l'objet de standards ISO, CEN et AFNOR. Une mesure indirecte de la biomasse, de la respiration basale et des profils cataboliques microbiens des communautés est fournie par l'approche MicroRespTM (Wakelin *et al.*, 2014).

D'autre part, la production microbienne peut être déterminée grâce à la quantification de la synthèse de protéines en mesurant l'incorporation de ^{3}H-leucine (Milenkovski *et al.*, 2010) et à la quantification de la réplication cellulaire mesurant l'incorporation de ^{14}C-thymidine (Pesce *et al.*, 2008). Parallèlement, certaines études ont déterminé la production fongique par comptage et identification taxonomique des spores sous microscope optique (Brosed *et al.*, 2016). Le calcul du taux de sporulation est souvent accompagné d'une identification taxonomique permettant de mettre en évidence les espèces fongiques les plus ou moins impactées par l'exposition aux PPP.

L'activité de dénitrification est estimée par le biais de : (1) techniques isotopiques ^{15}N (Chen *et al.*, 2019) ; (2) dosage de N_2O par chromatographie en phase gazeuse (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018) ; (3) dosages colorimétriques d'activités enzymatiques impliquées dans le processus de dénitrification comme la nitrate réductase (NAR), la nitrite réductase (NIR), etc. ; (4) mesure d'expression de gènes par PCR quantitative qui codent pour les enzymes impliquées dans le processus de dénitrification (Chen *et al.*, 2019). Les approches par PCR quantitative peuvent aussi être utilisées pour évaluer les effets des PPP sur certaines guildes microbiennes taxonomiques ou fonctionnelles, telles que les archébactéries ou les bactéries nitrifiantes, en ciblant des gènes spécifiques des archées (AOA) et des bactéries (AOB) permettant de les quantifier et d'estimer leur diversité (Joly *et al.*, 2015). Ce type d'approche peut également permettre d'appréhender le potentiel microbien de biodégradation des PPP à travers la quantification de gènes codant pour des enzymes impliquées dans ce processus (ex. gènes *atz* ou *trz* pour l'atrazine (Yale *et al.*, 2017) ; gène *puh* pour le diuron (Pesce *et al.*, 2013a)), en complément des approches de radiorespirométrie (utilisation d'un marquage radioactif des PPP) plus fréquemment mises en œuvre (Pesce *et al.*, 2013b).

La fonction de décomposition de la matière organique dissoute est généralement abordée *via* la mesure de différentes activités enzymatiques extracellulaires microbiennes (β-glucosidase, leucine aminopeptidase, phosphatases, phénol oxydase, etc.) impliquées dans les différents cycles biogéochimiques (en particulier les cycles du C, N et P). Ces activités enzymatiques potentielles sont notamment considérées comme des indicateurs pertinents du fonctionnement du sol qui révèlent les effets des PPP (Riah *et al.*, 2014). Lors des bioessais, les analyses ont longtemps été basées sur l'utilisation de substrats fluorescents mais des substrats colorimétriques sont de plus en plus utilisés car ils permettent d'accéder à une gamme plus large d'activités enzymatiques. Ces méthodes font l'objet de normes ISO internationales (ISO (International Organisation for Standardization), 2014; 2019; Cheviron *et al.*, 2022), principalement appliquées à l'étude des sols.

La fonction de décomposition de la matière organique particulaire est souvent analysée avec la perte de masse des litières végétales au cours du temps (ou plus rarement de substrats artificiels) (Pesce *et al.*, 2020), ce qui permet de déterminer le taux de décomposition microbienne (Artigas *et al.*, 2012) mais aussi le taux de dégradation issue de la consommation par les macroinvertébrés (Brosed *et al.*, 2016).

D'autres types d'activités sont également mesurées pour évaluer les impacts des PPP sur les macroinvertébrés terrestres et aquatiques. Celles-ci incluent l'activité de bioturbation, sous l'action des organismes fouisseurs tels que les vers de terre (Eijsackers *et al.*, 2005) et les crabes des mangroves (Theuerkauff *et al.*, 2020), le butinage pour différents pollinisateurs comme les abeilles (McDougall *et al.*, 2021) et les papillons (Braak *et al.*, 2018), ou

encore l'activité alimentaire des non pollinisateurs comme les vers de terre (Pelosi *et al.*, 2014) ou différentes espèces aquatiques (Rasmussen *et al.*, 2016). Les activités de déplacement et d'alimentation (y compris de chasse et de prédation) peuvent également être prises en considération pour l'étude de différents vertébrés, comme par exemple la chauve-souris (Wu *et al.*, 2020). Les activités liées à la locomotion des organismes (bioturbation, déplacements ou chasse) peuvent être appréhendées à l'aide de méthodes automatisées faisant appel à des techniques de video (*video tracking*, pour les petits organismes), de suivis télémétriques ou GPS d'individus (Wolf *et al.*, 2010).

7.1.4. Echelle des réseaux trophiques

Les variables biologiques généralement mesurées pour évaluer les impacts des PPP sur les réseaux trophiques sont les taux d'attaque et de prédation, les taux de consommation, la survie, l'abondance et la biomasse qui témoignent de la présence des organismes dans l'écosystème mais pas de leur état de santé ni des impacts sur leur physiologie. Ces derniers sont plus difficiles à mesurer mais aussi plus informatifs des effets qui conduisent à des changements trophiques. Ainsi, les études relativement récentes tendent à privilégier des descripteurs d'effets basés sur les traits d'histoire de vie et le comportement lorsque cela est possible (Hasenbein *et al.*, 2017). Dans le cas des invertébrés aquatiques, par exemple, il existe des études montrant ou suggérant l'augmentation induite par les PPP de la vulnérabilité au prédateur, qui peut impliquer le comportement (dérive) ou une altération de la santé (masse musculaire, réserves).

Le transfert dans les réseaux trophiques est souvent caractérisé par le facteur de bioamplification (BMF - *BioMagnification Factor*) et le facteur d'amplification trophique (TMF - *Trophic Magnification Factor* ou FWMF - *Food Web Magnification Factor*). D'autres travaux récents, appliqués aux communautés microbiennes, utilisent les réseaux d'interaction (Pringault *et al.*, 2021).

Bien que peu appliquées à l'écotoxicologie, les approches basées sur l'analyse de la signature isotopique (C, N, S…) de différents compartiments sont également particulièrement adaptées à l'étude de l'impact des PPP sur les réseaux trophiques (Bayona *et al.*, 2014; Wieczorek *et al.*, 2015).

7.1.5. Méthodes émergentes

Les concepts et méthodes de l'écologie (indices biologiques, théorie de réseaux...) pourraient être combinés de façon avantageuse avec des méthodes « -omiques » pour mieux évaluer les impacts des PPP.

Les méthodes « -omiques » permettent d'étudier les réponses des organismes à une exposition à un stress et à différents niveaux d'organisation biologique, de la cellule à la communauté. Parmi ces techniques, la métagénomique permet, à partir d'extraits d'ADN environnemental, d'affiner les connaissances concernant la diversité taxonomique d'un grand panel d'organismes allant des microorganismes (archées, bactéries, microalgues) aux macroorganismes (plantes, vertébrés, invertébrés) évoluant en milieux terrestre ou aquatique. Une meilleure connaissance globale de la diversité contribuerait ainsi à améliorer l'évaluation de l'impact des PPP. L'approche dite de métabarcoding, qui décrit la structure des communautés *in situ* à travers l'étude de l'ADN environnemental et qui a le potentiel de s'appliquer à une grande diversité d'organismes, est également en plein essor et représente un intérêt particulier pour l'évaluation écologique des milieux. L'épigénétique moléculaire et environnementale est également particulièrement prometteuse pour distinguer les processus impliquant la plasticité phénotypique ou le développement de l'adaptation génétique au sens propre. La standardisation de telles méthodes paraît cependant encore compliquée car ces technologies sont en constant développement (méthodes d'amplification et de séquençage, bases de données pour l'identification taxonomique). Il serait ainsi pertinent d'établir un guide des bonnes pratiques (voire tendre vers des démarches de standardisation) dans l'acquisition et le traitement des données « -omiques » afin de faciliter leur utilisation et de les appliquer en routine à une grande diversité d'organismes.

D'autres approches « -omiques » permettent d'identifier les effets des PPP au niveau fonctionnel (*e.g.*, voies métaboliques). Par exemple, la transcriptomique s'intéresse à l'expression des gènes et vise l'ARNm, produit intermédiaire entre les gènes et les protéines. La protéomique mesure l'ensemble des protéines produites, et la métabolomique s'intéresse aux métabolites dans les cellules et les organismes (notamment la lipidomique). La mobilisation de ces approches pourrait contribuer à améliorer les connaissances mécanistes en termes d'interaction entre PPP et cible moléculaire en identifiant les voies métaboliques altérées en réponse à l'exposition aux PPP. Ces différentes approches « -omiques » représentent également un intérêt lorsqu'elles sont appliquées dans le cadre conceptuel de l'*Adverse Outcome Pathway* (AOP) (Ankley et Edwards, 2018) afin de comprendre les mécanismes et les effets cascades induits par les micropolluants tels que les PPP. Les AOP ne sont pas spécifiques d'une substance, ils décrivent une voie d'effet néfaste à partir d'un événement moléculaire initiateur. Connaissant cette voie d'effet, un AOP peut ainsi servir à trier les toxiques (s'ils déclenchent l'événement initial, alors on peut prédire l'effet néfaste)[3]. En revanche, les AOP sont spécifiques d'un organisme de sorte que les génomes de référence annotés sont utiles au développement de nouveaux AOP.

La méthode PICT (*Pollution-Induced Community Tolerance*), basée sur le concept de tolérance acquise (par sélection/adaptation) de la communauté biologique à un type de contaminant, est quant à elle particulièrement adaptée à l'évaluation de l'impact chronique de pollutions diffuses pour les microorganismes (Bérard *et al.*, 2021). Cependant, cette approche n'est pas encore utilisée dans le cadre réglementaire en raison notamment de l'absence de protocoles standardisés et d'un référentiel d'interprétation.

Pour les producteurs primaires, le développement d'outils en imagerie permettrait d'avancer dans la reconnaissance taxonomique, le phénotypage des plantes supérieures et l'observation plus globale à l'échelle des biofilms. Le métabarcoding présente également un fort potentiel pour les microalgues et de nombreux avantages tels qu'un faible coût et l'utilisation d'une base de données harmonisée pour l'identification taxonomique.

Enfin, pour compléter les méthodologies de suivi de l'état chimique des milieux et de leur état écologique, il est nécessaire d'intégrer des outils basés sur les effets biologiques (Diaz *et al.*, 2013; Wernersson *et al.*, 2015; Baert *et al.*, 2017; Wood *et al.*, 2019; Derrouch *et al.*, 2021), incluant par exemple des analyses de redondance (PRC) et des approches basées sur la prise en considération des traits fonctionnels et/ou la mesure d'activités impliquées dans différentes fonctions écosystémiques. L'intégration de biomarqueurs spécifiques de l'exposition aux PPP dans les démarches d'évaluation pourrait permettre d'améliorer la connaissance du lien entre contamination et effet écologique.

Le développement de nouvelles approches et techniques, ou l'évolution de celles qui existent, a permis ces dernières années de mettre en évidence des effets non détectés auparavant en raison de l'absence de méthodes adaptées ou de leur faible niveau de sensibilité.

Par exemple, la mise en place d'approches de biosurveillance à l'échelle de petits bassins versants et le développement d'outils intégratifs de mesures chimique et biologique, en complément de l'échantillonnage ponctuel qui donne une vision quantitative et instantanée de la contamination, apportent des informations plus représentatives dans le temps pour hiérarchiser des bassins contributifs à la contamination. Les outils intégratifs sont également plus robustes pour rendre compte d'évolutions interannuelles de pratiques, même s'il peut rester délicat de dissocier l'effet de changements limités de pratiques de celui de variations climatiques importantes (Le Dreau *et al.*, 2015; Jabiol *et al.*, 2021). D'autre part, la caractérisation des effets PE, épigénétiques et différés, des effets évolutifs, des effets écologiques fonctionnels et des effets sur la biodiversité ont également permis de faire progresser l'évaluation des impacts des PPP. En effet, auparavant, il n'y avait pas de suivi post-exposition, pas d'outils d'évaluation de modification épigénétique et pas d'outils fiables pour évaluer le caractère PE de composés sur des organismes autres que les modèles mammaliens. Par ailleurs, les tests standardisés ne permettaient pas de prendre en compte la variabilité génétique des lignées tests et aucun test multi-générations n'était réalisé.

[3] Adverse Outcome Pathways, Molecular Screening and Toxicogenomics : https://www.oecd.org/chemicalsafety/adverse-outcome-pathways-molecular-screening-and-toxicogenomics.htm [Consulté le 16/02/2022]

7.2. Modélisation

La compréhension de l'ensemble des processus impliqués dans le devenir et le transfert des PPP dans l'environnement et de leurs effets est à la base de l'évaluation des risques associés. Cette évaluation passe par la modélisation qui nécessite la formalisation et la hiérarchisation de l'ensemble des processus. D'autre part, devant la multiplicité des PPP, des contextes agro-pédoclimatiques et des organismes, il est impossible de réaliser des expériences de laboratoire et de terrain pour évaluer le devenir et les impacts de l'ensemble des PPP dans tous les milieux et pour l'ensemble de la biodiversité.

La modélisation apparaît ainsi comme un outil essentiel pour évaluer les risques liés à l'usage des PPP et aborder des questions complexes, difficiles, voire impossible à appréhender par des approches expérimentales (effets mélanges par exemple). Elle est par ailleurs requise au niveau règlementaire pour l'évaluation des risques.

7.2.1. Exposition du milieu

Les modèles développés à ce jour pour simuler le devenir des PPP dans l'environnement ne reproduisent pas exactement la réalité des transferts en raison de la complexité des processus à intégrer. En revanche, ils permettent de comparer des situations à risque, de définir des niveaux d'exposition potentielle ou des concentrations prévisibles dans l'environnement pour une évaluation et une gestion du risque. Ils contribuent aussi à établir et à tester des scénarios agro-pédoclimatiques dans l'objectif de réduire les transferts des PPP et les risques associés (voir Chapitre 5).

Modélisation du devenir des PPP à l'échelle de la parcelle agricole

Il existe de nombreux modèles numériques décrivant le devenir des PPP dans l'environnement à l'échelle de la parcelle (Juan *et al.*, 2018). Ces modèles permettent de simuler le transport de l'eau et des PPP dans le sol et leurs transferts vers différents compartiments de l'environnement (eaux souterraines, eaux de surface, plantes, air), mais ils ne représentent pas toujours les mêmes processus, ni de la même manière. Les plus utilisés au niveau européen sont les quatre modèles retenus pour évaluer les risques de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface liés à l'utilisation des PPP dans le cadre de leur approbation et mise sur le marché. Ainsi, les points forts et les limites de ce type de modèles sont présentés ci-dessous dans le paragraphe « Modèles d'exposition utilisés dans le cadre de la réglementation ».

Modélisation de la capacité des zones tampons à atténuer le transfert des PPP

A l'échelle locale, les modèles les plus simples pour décrire le transfert des PPP dans le milieu et la capacité des zones tampons (ZT) à atténuer ces transferts sont basés sur des corrélations entre données observées et paramètres clés des ZT (largeur de bande, rugosité, densité de végétation...), mais ces équations simples sont difficiles à utiliser en dehors du contexte local (Yu *et al.*, 2019). Des modèles plus complexes ont aussi été développés, dont certains sont utilisés pour l'évaluation du risque lié aux PPP avant leur mise sur le marché au niveau européen (*cf.* section suivante) comme TOXSWA (*TOXic substances in Surface WAters*) pour les fossés (Dollinger, 2016) et VFSMOD (*Vegetative Filter Strip Modeling System*) pour les bandes enherbées (Munoz-Carpena *et al.*, 2018). VFSMOD a été testé avec succès, montrant un bon accord entre les prédictions du modèle et l'efficacité de piégeage des PPP par la végétation (Poletika *et al.*, 2009). Cependant, des études sont indispensables pour mieux prendre en compte les interactions entre les PPP, le sol et la végétation lors de leur traversée des ZT, ainsi que le transport colloïdal, les écoulements préférentiels, la rétention et la remobilisation des PPP à long terme. Enfin, la modélisation du rôle d'autres ZT (haies, ZT humides, fossés) à limiter le transfert hydrique des PPP nécessite encore des développements spécifiques car aucun modèle n'a été recensé dans la bibliographie.

A l'échelle du bassin versant, il existe des approches simples basées sur des SIG (Systèmes d'Information Géographique) et des équations simples ou des scores évalués à dire d'experts pour déterminer le potentiel de

transfert et d'atténuation des PPP (Dosskey *et al.*, 2015). Ces méthodes peuvent être utilisées à un premier niveau pour aider à identifier des zones à risque au sein d'un territoire. Leur performance n'a cependant pas toujours été évaluée et elles n'intègrent pas la variabilité temporelle des processus en jeu. Il existe aussi de nombreux modèles (I-Phy-Bvci, LEACHM-runoff, MHYDAS, PeshMelba, SACADEAU, SWAT…), mais tous ne prennent pas en compte l'influence des ZT. Parmi eux, le modèle SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) (Arnold *et al.*, 1993), qui simule la présence de ZT (talwegs enherbés, bandes filtrantes végétalisées, bassins de sédimentation...), est le modèle le plus utilisé au niveau international. Toutefois, l'hétérogénéité spatiale des éléments paysagers (dimensions, type de sol, nature et densité de végétation, pente), leur localisation réelle et leurs connexions hydrologiques avec les parcelles traitées ne sont pas suffisamment bien représentées. Par ailleurs, très peu d'outils permettant de déterminer l'efficacité de combinaisons d'infrastructures tampons différentes sont à ce jour disponibles. Au final, la déclinaison des modèles développés à l'échelle des bassins versants sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. En effet, avant de pouvoir utiliser ces modèles pour hiérarchiser des scénarios de changements de pratiques et d'aménagements, il est nécessaire (1) d'améliorer la représentation des effets des pratiques culturales sur les transferts des PPP ; (2 d'acquérir des données pour le paramétrage ; (3) d'estimer les incertitudes associées aux résultats ; (4) de développer des savoir-faire pour mettre en œuvre ces modèles à l'échelle du bassin versant.

Modélisation des émissions de PPP vers l'atmosphère

Il existe deux grandes catégories de modèles d'émissions de PPP vers l'atmosphère : ceux qui décrivent les processus en jeu au moment de l'application du PPP et ceux qui décrivent les processus impliqués après l'application.

Parmi les modèles décrivant les transferts au moment de l'application, le modèle AgDRIFT (Bird *et al.*, 1997) simule la dérive sédimentaire et la dérive aérienne pour des applications par avion ou hélicoptère (l'épandage aérien des PPP est interdit en France depuis 2014 (République française, 2014a) mais des dérogations sont encore régulièrement accordées) et la dérive sédimentaire pour les pulvérisations terrestres. Le modèle lagrangien IDEFICS (*IMAG program for drift evaluation from field sprayers by computer simulation*) (Holterman *et al.*, 1997) calcule la distribution dans le sens du vent des gouttes déposées sur la parcelle traitée et hors de la parcelle traitée ainsi que la distribution verticale des gouttes encore présentes dans l'air. En France, Bozon et Mohammadi (2009) ont repris le modèle DRIFT-X pour estimer la dispersion horizontale des flux de PPP en fonction des conditions de vent et de la topographie du terrain. Des modèles ont par ailleurs été développés pour déterminer les concentrations dans l'air et les dépôts au sol des poussières émises par les traitements de semences (Devarrewaere *et al.*, 2018) et pour les émissions de PPP suite à des applications par drone (Wang *et al.*, 2019). Il existe aussi des relations empiriques pour estimer la dérive sédimentaire (Torrent *et al.*, 2020) mais leur domaine de validité est restreint et elles ont été souvent développées pour des distances courtes (< 30 m). Enfin, un modèle à l'échelle du paysage est en cours de développement à partir d'une approche lagrangienne (Voltz *et al.*, 2019). Afin de faire évoluer l'évaluation de l'émission des PPP vers l'atmosphère au moment de l'application, il est nécessaire : (1) d'améliorer la connaissance des caractéristiques des gouttes émises ; (2) d'améliorer la description de l'interception des gouttes par le feuillage et le lien avec la dérive ; (3) d'étudier le lien entre dérive sédimentaire et dérive aérienne ; (4) de prendre en compte de manière plus systématique les conditions de stabilité atmosphérique.

En post-application, il s'agit de prédire la volatilisation à partir d'une parcelle traitée en décrivant l'émission depuis le sol et le couvert végétal. En plus d'équations empiriques basées sur des corrélations entre des flux mesurés et les propriétés physico-chimiques des composés (Guiral *et al.*, 2016), il existe divers modèles à l'échelle de la parcelle (par exemple, Volt'Air-Pesticides (Garcia *et al.*, 2014) ; Surfatm-Pesticides (Lichiheb *et al.*, 2016)). Ces modèles décrivent de manière acceptable les observations mais ils présentent certaines limites dans la description de : (1) l'adsorption du PPP de la phase gazeuse vers la matrice solide du sol ; (2) la volatilisation depuis le couvert végétal et des interactions du composé avec les feuilles (pénétration, adsorption, photodégradation, lessivage par la pluie), notamment en lien avec l'effet de la formulation ; (3) l'estimation de l'interception de la pulvérisation ; (4) la représentation des pratiques agricoles (interactions avec le mulch, diversité des cultures).

Il est aussi important de considérer la dispersion de la phase gazeuse en aval de la parcelle traitée car elle peut générer une exposition aux PPP via des dépôts de surface. Ainsi, un modèle empirique a été proposé par le groupe FOCUS (2008) pour estimer le dépôt gazeux sur une surface aquatique (modèle EVA 2.0) et des modèles mécanistes décrivant les processus de dispersion atmosphérique et de dépôt sec ont été couplés à des modèles d'émission, comme par exemple Volt'Air-Pesticides avec FIDES (Bedos *et al.*, 2013). Toutefois, l'estimation des dépôts de PPP se heurte à certains verrous en lien avec : 1) la caractérisation des échanges du PPP entre l'atmosphère et les surfaces (sol, végétation, eaux de surface) et (2) le test de la performance des modèles, en raison d'un manque de données. Malgré le constat d'un transport atmosphérique des PPP à moyenne et longue distance pour les plus persistants d'entre eux, l'utilisation de modèles de transport pour simuler les concentrations de PPP dans l'atmosphère est rare (Voltz *et al.*, 2019; Couvidat *et al.*, 2021).

Modèles d'exposition utilisés dans le cadre de la réglementation

Au niveau européen, quatre modèles sont retenus pour évaluer les risques de contamination des eaux souterraines et des eaux de surface liés à l'utilisation des PPP dans le cadre de leur approbation et mise sur le marché (FOCUS, 2000 ; 2001), MACRO (*Water and solute transport in macroporous soils*), PELMO (*Pesticide Leaching Model*), PEARL (*Pesticide Emission at Regional and Local scales*) et PRZM (*Pesticide Root Zone Model*). Ces modèles simulent le transport de l'eau et des PPP dans le sol et leurs transferts vers différents compartiments de l'environnement (eaux souterraines, eaux de surface, plantes, air), mais ils diffèrent par les processus qu'ils intègrent et leur manière de les représenter : par exemple, seul MACRO décrit le transport des PPP dans la macroporosité des sols et seul PRZM décrit leur transfert vers les eaux de surface par érosion et ruissellement.

L'évaluation du risque de contamination des eaux souterraines par les PPP nécessite d'estimer leurs concentrations dans l'eau à un mètre de profondeur et MACRO s'avère être le modèle le plus performant (Marin-Benito *et al.*, 2014). Toutefois, les résultats publiés dans la bibliographie montrent que l'évaluation règlementaire des risques de contamination des eaux souterraines pourrait être améliorée en : (1) prenant en compte les transferts préférentiels (MACRO intègre ce processus mais il est rarement activé au moment du paramétrage), le transfert particulaire et les pratiques agricoles, (2) utilisant des modèles plus complexes (modèles 2D et 3D, modèles zones saturées/insaturées, modèles statistiques), (3) évoluant vers une approche spatialisée (échelle du paysage notamment).

L'estimation règlementaire des concentrations en PPP dans les eaux de surface est conduite selon une approche en quatre étapes (FOCUS, 2001) : les deux premières étapes sont basées sur un outil assez simple (FOCUS Steps 1-2) et sur des hypothèses « pire-cas » conservatrices, les deux suivantes (Step 3 et Step 4) sont basées sur les modèles MACRO (concentrations en PPP dans les eaux de drainage), PRZM (concentrations en PPP dans les eaux de ruissellement) et SWASH (*Surface Water Scenarios Help*) (quantités de PPP déposées sur les eaux de surface par dérive) couplés au modèle TOXSWA (devenir des PPP dans les fossés, mares et rivières) ou au modèle VFSMOD (effet des bandes enherbées sur le devenir des PPP dans les eaux de ruissellement), l'étape Step 4 permettant de tenir compte de mesures de gestion du risque. De nombreux auteurs ont montré que les approches Step 3 et Step 4 tendaient à sous-estimer les concentrations en PPP dans les eaux de surface (par exemple Knäbel *et al.*, 2014). Ainsi, l'évaluation des concentrations en PPP dans les eaux de surface et des risques associés pourrait évoluer en : (1) améliorant la représentation mécanistique du ruissellement et de l'érosion, (2) intégrant une dimension temporelle plus large et en tenant compte de la dynamique des évènements climatiques, (3) utilisant des modèles spatialisés.

Les modèles utilisés au niveau règlementaire pour estimer le transfert des PPP vers l'atmosphère estiment la volatilisation des PPP selon des approches plus ou moins affinées (FOCUS, 2008; Guiral *et al.*, 2016) : une approche empirique pour la volatilisation depuis le sol à partir des caractéristiques physico-chimiques des substances actives avec MACRO (qui ne considère pas la volatilisation depuis le couvert végétal) ; une approche simplifiée des échanges sol-atmosphère avec PELMO et PRZM ; une description d'après un schéma résistif permettant de prendre en compte les conditions atmosphériques avec PEARL. Le modèle PEARL a été le plus largement confronté à divers jeux de données de volatilisation depuis le sol et la plante : les principales limites de ce modèle concernent sa capacité à décrire les processus d'interaction avec la surface des feuilles, l'effet de la

formulation sur le comportement des PPP et la répartition des produits à l'application au sein du couvert (van den Berg *et al.*, 2016). Le modèle empirique EVA 2.0 est quant à lui utilisé pour estimer le dépôt gazeux de PPP sur une surface aquatique (FOCUS, 2008).

Devenir et transfert des PPP utilisés dans les JEVI

Les modèles permettant de simuler le transfert vers les eaux de surface et les eaux souterraines des PPP appliqués dans les JEVI ont été développés pour les surfaces imperméables, les surfaces enherbées (golfs, pelouses) et les voies ferrées. Un des modèles les plus utilisés est le modèle HardSPEC (*Model for Estimating Surface- and Ground-Water Exposure resulting from Herbicides applied to Hard Surfaces*) (Hollis *et al.*, 2017) développé au Royaume-Uni dans le cadre de l'évaluation des risques des PPP avant leur mise sur le marché. Ce modèle permet de déterminer les concentrations en PPP dans les eaux de surface et les sédiments après leur application sur des surfaces imperméables (asphalte, ciment...) ainsi que vers les eaux souterraines dans le cas d'applications sur les voies ferrées (ballasts). A notre connaissance, la performance de ce modèle n'a pas été testée. TurfPQ a quant à lui été conçu pour simuler les concentrations en PPP dans les eaux de ruissellement provenant de surfaces enherbées telles que les golfs ou les pelouses (Haith, 2001). Les résultats publiés montrent que ce modèle surestime les concentrations en PPP (en particulier celles des PPP fortement adsorbés), notamment car il ne prend pas en compte la volatilisation ni l'évolution de l'adsorption en fonction du temps, mais qu'il sous-estime les concentrations dans le cas d'épisodes de précipitations intenses. Il faut souligner que les modèles dédiés aux contextes agricoles sont aussi utilisés pour évaluer les transferts de PPP appliqués sur les surfaces enherbées des JEVI.

D'une manière générale, les modèles existants ne permettent pas de décrire l'ensemble des processus impliqués dans le devenir et le transfert des PPP ni la grande diversité de pratiques agricoles existantes et aucun modèle n'intègre le continuum terre-mer.

Il faut souligner que le développement et le test de la performance des modèles nécessitent de disposer de données d'observations issues d'expérimentations au laboratoire ou sur le terrain.

7.2.2. Effets écotoxicologiques et écologiques

Les modèles développés pour évaluer les effets écotoxicologiques et écologiques des PPP peuvent se classer en six grandes catégories : (1) QSAR/QSPR ; (2) DR et TKTD ; (3) Population ; (4) Multi-espèces (SSD, Réseaux trophiques, Communauté), (5) Paysage et (6) Mélanges (Tableau 1) (Larras *et al.*, 2022).

Les « relations structure-activité quantitatives » (QSAR) sont basées sur l'hypothèse que la structure des molécules est responsable de leurs effets potentiels. Les modèles QSAR sont des modèles de régression qui relient une « variable dépendante » (*i.e.* variable décrivant un processus, par exemple la bioconcentration) à des « variables prédictives » (*i.e.* propriétés moléculaires des composés) (Tableau 19-2) (Jackson *et al.*, 2009). Ils permettent d'estimer des grandeurs utiles pour évaluer les risques pour les organismes de l'environnement lorsqu'ils sont exposés à un composé organique ou inorganique (PPP, métabolites) puisque les propriétés moléculaires des composés peuvent toujours être déterminées. La principale limite des QSAR réside dans la qualité des bases de données utilisées pour la construction des équations, avec notamment une faible couverture des paramètres de toxicité sublétale.

Les modèles « Dose-Réponse » incluent les modèles statiques, les plus classiques, à temps d'exposition fixé (DR), et des modèles « ToxicoCinétiques-ToxicoDynamiques » (TKTD) (Tableau 19-2). Les modèles DR ignorent la dimension temporelle des effets et de l'exposition. Inversement, les modèles TKTD décrivent explicitement la dynamique d'exposition des PPP, ainsi que celle des concentrations internes dans les organismes et la dynamique des effets qui en découlent. Un des modèles TKTD les plus utilisés est le *General Unified Threshold model of Survival* (GUTS) (Brock *et al.*, 2021) qui décrit la probabilité de survie des organismes en fonction du temps et de la concentration d'exposition. Les modèles DEBtox, quant à eux, permettent de simuler les effets sublétaux mais ne sont pas encore recommandés pour l'évaluation règlementaire du risque (Ockleford *et al.*, 2018; Jager, 2020).

Tableau 19-2. Principales catégories de modèles écotoxicologiques et écologiques recensés dans la bibliographie.

Catégorie	Modèles	Caractéristiques	Sorties d'intérêt
QSAR	Relation structure-activité quantitative	Relation structures chimiques et activités des PPP	Toxicité aiguë, propriétés mutagènes, facteurs de bioconcentration
DR et TKTD	Dose-Réponse (DR)	Relation entre concentration d'exposition et réponse ou effet individuel, après un temps d'exposition fixé	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
	ToxicoCinétique-ToxicoDynamique (TKTD)	Relation exposition-effet individuel, incluant l'évolution au cours du temps de l'exposition et des effets	Survie, croissance, reproduction, mobilité, activité enzymatique, taux d'alimentation…
Population	Population	Relation entre effets individuels et réponse démographique, incluant les conditions écologiques d'existence de la population	Taux d'accroissement de population, densité de population, risque d'extinction, temps de récupération démographique, modification de la structure populationnelle (notamment répartition spatiale)
Multi-espèces	Distribution de sensibilité des espèces (SSD)	Effets à l'échelle d'un ensemble d'espèces (sans prise en compte des interactions entre espèces)	Évaluation probabiliste d'une concentration dangereuse pour un certain % d'espèces dans l'assemblage
	Réseaux trophiques (ou chaînes trophiques)	Interactions écologiques entre espèces en présence : modèles « simples » (par exemple, relation prédateur-proie) ou « complexes » (réseau d'interactions écologiques et prise en compte des facteurs abiotiques)	Bioamplification et effets indirects via le phénomène des cascades trophiques
	Modèle de communauté		Effets directs sur les espèces et/ou indirects sur les relations entre espèces, à l'échelle de la communauté et/ou sur les services écosystémiques
Paysage	Modèles d'habitats aux échelles locales, régionales ou nationales	Impacts écologiques à l'échelle du paysage, prise en compte de la dimension spatiale (implicitement ou explicitement)	Réponses démographiques au sein de différents habitats, maintenance d'espèces non cibles, niveaux de contamination
Mélanges	Addition des concentrations (CA), Action Indépendante (IA), TKTD	Effets des mélanges de PPP sur les traits de vie individuels	Synergie, antagonisme, neutralité

Le principal objectif des modèles de « population » consiste à évaluer les conséquences démographiques d'évènements toxiques induits par l'exposition aux PPP (Forbes *et al.*, 2015). Ces modèles intègrent les effets des PPP sur la survie, la reproduction, la croissance, le comportement... en tenant compte des caractéristiques du cycle de vie de l'espèce concernée (Tableau 19-2). A des échelles locales ou régionales, ils permettent de simuler différents scénarios de contexte écologique, de phénologie d'espèces et d'usage des PPP, permettant ainsi d'explorer les sources d'incertitudes de l'évaluation prospective des risques ou d'identifier les caractéristiques environnementales, écologiques et culturales les plus déterminantes dans les impacts démographiques prédits, observés ou anticipés pour les espèces non cibles. Par ailleurs, à cause d'un manque de données expérimentales, seuls quelques rares modèles considèrent aujourd'hui les processus micro-évolutifs pouvant conduire à long terme à des phénomènes d'adaptation ou de mal-adaptation des populations.

Les modèles « multi-espèces » englobent plusieurs types de modèles : les modèles de « distribution de sensibilité des espèces » (SSD), les « réseaux trophiques » et les modèles de communautés (Kattwinkel *et al.*, 2016; Dittrich *et al.*, 2019; Bartell *et al.*, 2020) (Tableau 19-2). Les SSD permettent une modélisation probabiliste des sensibilités à un contaminant donné au sein d'un assemblage d'espèces pour en extraire une concentration potentiellement dangereuse pour un certain % de ces espèces. Cet indicateur est ensuite rapporté à une concentration prévisible (ou observée) dans l'environnement (PEC) permettant d'évaluer le risque associé à un PPP. Cependant, les SSD ne tiennent pas compte des interactions entre espèces contrairement aux « réseaux trophiques » et aux modèles de communautés. A l'échelle des communautés, le système expert PERPEST, par exemple, permet d'inclure des effets indirects des PPP (Ramo *et al.*, 2018). Dans le cas particulier des pollinisateurs, le modèle BEEHAVE (Becher *et al.*, 2014) simule la dynamique des colonies, populations et communautés d'abeilles, mais il n'a pas été retenu au niveau réglementaire (EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015). Le modèle

ApisRAM est lui soutenu dans le cadre de l'évaluation réglementaire (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021). Parmi les modèles de « réseaux trophiques », la plateforme AQUATOX est la plus connue ; elle peut permettre d'évaluer l'impact des PPP sur certains services écosystémiques (Park *et al.*, 2008).

A l'échelle du paysage, il s'agit d'estimer la contamination des organismes, la toxicité d'un PPP ou les effets démographiques, en tenant compte de la variabilité de la structure paysagère et de la variabilité de l'exposition (Topping *et al.*, 2015) (Tableau 19-2). Les approches de modélisation à cette échelle sont particulièrement intéressantes pour mieux comprendre les différents facteurs impliqués dans le déclin de certaines espèces et pour prioriser leurs effets. Elles sont également prometteuses pour évaluer les effets source-puits des PPP (Topping *et al.*, 2015).

Enfin, des modèles ont été développés pour estimer les effets des mélanges de PPP (Jonker *et al.*, 2005; Belden et Brain, 2018). Ces modèles sont basés sur différentes hypothèses (addition des concentrations, action indépendante, interaction simple...) mais ces hypothèses, utilisées de manière systématique, tendent à sous-estimer les effets car elles ne tiennent pas compte des interactions entre substances qui sont susceptibles d'induire des effets synergiques ou antagonistes. Les modèles de mélange sont aussi parfois utilisés pour prédire les effets combinés de PPP et de facteurs de l'environnement comme le climat (Morgado *et al.*, 2016). L'utilisation de modèles TKTD appliqués à l'étude de l'effet des mélanges semble une approche particulièrement prometteuse (Bart *et al.*, 2021).

Modèles d'effets utilisés dans le cadre de la réglementation

Au niveau règlementaire, les modèles utilisés pour évaluer les effets des PPP sont majoritairement les QSAR, DR, TKTD et SSD (Larras *et al.*, 2022). Les QSAR sont largement acceptés dans les dossiers de demande d'approbation des substances et de mise sur le marché des PPP car ils permettent d'estimer un grand nombre d'indicateurs d'intérêt (Tableau 19-2). Les modèles DR sont notamment systématiquement employés pour estimer des concentrations produisant x% d'effet (*e.g.* CE10 ou CE20) comme alternatives aux NOEC et LOEC. Les modèles TKTD permettent d'évaluer des effets létaux et sublétaux en incluant la dimension temporelle, mais ils sont encore aujourd'hui majoritairement utilisés pour des organismes aquatiques. Les approches SSD sont recommandées pour tous types d'organismes (aquatiques, terrestres) et elles présentent l'avantage d'inclure la sensibilité de plusieurs espèces simultanément (généralement entre cinq et huit, parfois plus selon le type d'organisme) à un contaminant donné. Cependant, elles ne peuvent pas être appliquées à tous les groupes biologiques, notamment aux arthropodes, en raison d'un manque de données. L'intérêt des modèles « population », « communautés » et « paysages » pour l'évaluation des risques est reconnu même s'ils restent encore peu utilisés (Larras *et al.*, 2022). Les modèles de population spatialisés apparaissent particulièrement intéressants avec la possibilité de pouvoir tester diverses hypothèses sur la base de scénarios théoriques, ainsi que d'évaluer le risque pour les vertébrés terrestres, les amphibiens, les reptiles ou les chiroptères (Ockleford *et al.*, 2018; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019).

Modélisation intégrée couplant exposition environnementale et effets écologiques

L'évaluation des risques écotoxicologiques et écologiques liés à une exposition aux PPP nécessite de considérer à la fois l'exposition et les effets. Même si les modèles d'effet sur les organismes, ou sur les populations, intègrent de plus en plus l'exposition écosystémique et des effets écologiques, l'analyse de la bibliographie n'a relevé que peu de modèles couplant quantitativement ces deux aspects. Ainsi, le développement intégré de modèles de devenir de la substance dans le milieu, de modèles de bioaccumulation et de modèles d'effets aux différents niveaux d'organisations biologiques est souhaitable si l'on veut rendre l'évaluation des risques plus réaliste.

L'ensemble des modèles écotoxicologiques et écologiques existant a été développé pour différentes espèces (producteurs primaires, microorganismes, vertébrés et invertébrés terrestres et aquatiques) présentes dans tous les compartiments de l'environnement (sol, milieu aquatique continental, milieu marin, air) et avec différents objectifs : évaluation de la sensibilité des espèces et de la vulnérabilité de certaines populations, évaluation de la bioaccumulation et du transfert trophique, protection des services écosytémiques... Ces modèles présentent l'avantage de pouvoir guider la planification des expériences, de prioriser des scénarios d'évaluation et ainsi de limiter les tests sur les organismes et les populations. Les modèles permettent aussi d'estimer les risques pour des

PPP (éventuellement aussi les co-formulants, adjuvants et impuretés) et métabolites qui n'auraient pas (encore) été testés et d'extrapoler les effets de ces substances à un grand nombre d'espèces dans de nouveaux types d'environnements. Ils permettent également d'évaluer les effets des mélanges en orientant vers le choix de combinaisons plus intéressantes à tester tout en contribuant au décryptage des mécanismes sous-jacents aux effets observés. Cependant, d'une manière générale, ces modèles ne prennent pas en compte les effets chroniques sublétaux ou transgénérationnels, ni les effets de facteurs de stress multiples (abiotique, biotique, chimique). De même, les modèles mobilisés dans le cadre réglementaire n'abordent que rarement les changements de niveau d'organisation et/ou de spatialisation, pourtant nécessaires pour décrire les cycles de vie de certaines espèces. Le faible recours aux modèles de population, que ce soit pour l'évaluation prospective du risque ou pour le diagnostic des impacts des PPP en milieu naturel, fait écho à une absence de formalisation d'indicateurs et de cadres d'interprétation partagés comme c'est le cas en biologie de la conservation, en gestion de l'exploitation de la faune sauvage ou pour le suivi des dynamiques épidémiques dans le domaine sanitaire. Quant aux modèles de communautés et de réseaux trophiques, ils ne sont pas suffisamment développés pour aborder certains processus écologiques et il n'existe encore que très peu de modèles qui couplent écotoxicologie et écologie, ou exposition et effet. Par ailleurs, l'analyse de la bibliographie montre un déficit en termes d'analyses de sensibilité et d'incertitudes de ces modèles, dont la performance est rarement testée, de même que la reproductibilité des résultats qu'ils fournissent. Enfin, il serait particulièrement novateur d'arriver à coupler les modèles écotoxicologiques, tels que ceux qui ont été recensés pour décrire les effets des PPP, à des modèles qui informent sur les liens existants entre les espèces en présence et les fonctions qu'elles assurent au sein des écosystèmes ainsi que les services qui leur sont associés. Les approches de modélisation basées sur les données de type « -omiques » font encore défaut alors qu'elles semblent offrir un réel potentiel pour l'évaluation des risques (par exemple pour la détection d'effets précoces).

Les scénarios et données générées par modélisation sont difficilement applicables en l'état à certains contextes, notamment au milieu marin et au contexte géographique des Outre-mer. D'autre part, il n'y a que très peu de résultats concernant l'application de modèles au biocontrôle, aux nanopesticides et aux formulations.

7.3. Eléments mobilisables dans le cadre réglementaire

La protection de la biodiversité visée par le cadre réglementaire peut être améliorée en mobilisant certaines méthodes disponibles.

Compte tenu des contraintes propres au cadre réglementaire évoquées plus haut, toutes les connaissances disponibles dans le domaine académique ne sont pas directement mobilisables. L'adaptation et la généralisation de modèles et méthodes basés sur une vision systémique (ex. expositions environnementales multiples, chroniques, ubiquistes, multidimensionnelles) sont rendues difficiles par le manque de données d'observation à grande échelle. De plus, il n'existe pas encore de critères simples permettant d'évaluer et de quantifier les effets des PPP sur la biodiversité, ni sur les fonctions et services écosystémiques.

La bibliographie met toutefois en évidence des voies d'amélioration possibles des outils scientifiques mobilisés dans les cadres réglementaires qui sont discutées ci-dessous et résumées dans le Tableau 19-3. La majeure partie des voies d'amélioration identifiées dans la littérature sont également rassemblées dans les travaux récents de Topping *et al.* (2020).

Tableau 19-3. Outils scientifiques mobilisables dans les processus réglementaires pour les approbations et AMM (AMM) et pour la surveillance (PPV) et exemples d'outils (indiqués entre parenthèses)

ALMaSS : *Animal Landscape and Man Simulation System* ; CA : addition des concentrations ;
DEBtox : *Dynamic Energy Budget* ; IA : action indépendante ; TKTD : *Toxicokinetic-Toxicodynamic*.

Outils scientifiques mobilisables		**Paramètres à faire évoluer**							
	Stress multiples	Prise en compte des mélanges et de l'historique d'exposition	Conséquences fonctionnelles	Niveaux d'organisation complexes	Choix des espèces et stades de vie considérés	Effets adaptatifs, transgénérationnels	Effets indirects	Effets sublétaux	Concentrations acceptables
Mésocosmes[a]	AMM	AMM	AMM	AMM	AMM PPV	AMM	AMM	AMM	AMM
Screening à partir d'espèces de génome connu (tests *in vitro* de récepteur d'hormones) ou bio-informatique					AMM			AMM	
Outils « -omiques » (ensemble des « -omiques », fonctionnels et structurels)	AMM	AMM	AMM	AMM PPV	AMM PPV	AMM PPV		AMM	
Biomarqueurs (AChE)	AMM	PPV	AMM					AMM PPV	
Approches traits fonctionnels (outil diagnostic)	AMM		PPV	AMM	AMM	AMM	AMM (aspect trophique)	AMM PPV	
Etudes dynamiques trophiques				AMM	AMM PPV		AMM PPV		
Surveillance multi-résidus, non ciblée, surveillance des effets, données de terrain	PPV	PPV		PPV	PPV			PPV	PPV
Modélisation	AMM (CA, IA)	AMM (CA, IA)		AMM (ALMaSS)	AMM PPV				AMM (TKTD, DEBtox)

[a] Les études en mésocosmes sont dans certains cas requises au niveau réglementaire en Tier 3 pour évaluer l'écotoxicité des PPP (*cf.* section 7.1.1.).

7.3.1. Acquisition de données écotoxicologiques

Les approches de type AOP pourraient aider à évaluer les causalités biologiques et les évidences empiriques qui soutiennent (ou réfutent) les relations entre des réponses mesurées à différents niveaux d'organisation biologique, donc à mieux lier données expérimentales et observations de terrain. Les AOP reposent sur des événements moléculaires initiateurs variés (stress oxydant, inhibition du transporteur de la sérotonine, dommage à l'ADN, dysfonctionnement mitochondrial, mécanismes endocriniens (inhibition de la chitine-synthase, de la 11beta-HSD, activation du récepteur de l'hormone juvénile...) et épigénétiques (inhibition de DNA méthyl-transférase)). Elles peuvent être appliquées aux poissons, mollusques gastéropodes et bivalves, microcrustacés d'eau douce, plantes supérieures et microalgues... Le développement de ces AOP sur des espèces déjà utilisées comme modèles en écotoxicologie accroît l'intérêt de l'approche, en augmentant la base de connaissances sur ces modèles. D'une manière générale, l'étude des voies métaboliques à différentes échelles (depuis des approches *in vitro* sur culture cellulaire jusqu'aux approches de métabolomique) permettrait d'évaluer *a priori* le comportement des PPP dans les organismes, d'appréhender la toxicité des métabolites formés et les différences interspécifiques.

Dans le cas des microorganismes, l'analyse de la bibliographie et de la règlementation montre le besoin d'intégrer un plus large panel de processus microbiens. Actuellement, la règlementation portant sur l'évaluation des effets des PPP sur les microorganismes hétérotrophes du sol ne considère que l'activité microbienne catalysant la minéralisation de l'azote (Commission européenne, 2009c). Dans une opinion scientifique récente (Ockleford *et al.*, 2017), l'EFSA a proposé d'estimer l'impact des PPP sur un certain nombre d'indicateurs dont la communauté nitrifiante et les champignons endomycorhiziens à arbuscules. Au-delà de ces deux guildes microbiennes, d'autres pourraient également être ciblées mais cela nécessiterait la standardisation de certaines méthodologies utilisées, or cette standardisation devra faire face à deux problèmes majeurs : (1) le cosmopolitanisme des espèces microbiennes (et des communautés qu'elles forment) et (2) la redondance fonctionnelle entre espèces microbiennes éloignées phylogénétiquement. La recherche académique propose pourtant une multitude de méthodes, dépendantes et indépendantes de la mise en culture des microorganismes (Imfeld et Vuilleumier, 2012), qui permettent d'évaluer des effets des PPP sur l'abondance, la diversité et l'activité des microorganismes, y

compris les processus microbiens liés à l'adaptation des microorganismes à la tolérance et/ou à la biodégradation des PPP. Des biomarqueurs innovants d'exposition aux PPP pourraient aussi être développés en étudiant plus spécifiquement les communautés microbiennes porteuses de l'enzyme cible de la matière active (Thiour-Mauprivez *et al.*, 2019). Enfin, la méthode PICT (Bérard *et al.*, 2021) pourrait être utilisée pour évaluer les effets chroniques des PPP sur les microorganismes. L'évolution de ces connaissances dans les domaines de l'écologie et de l'écotoxicologie microbienne permettrait d'améliorer les procédures d'évaluation des impacts des PPP sur les communautés microbiennes et les fonctions écosystémiques qu'elles supportent.

Chez les vertébrés terrestres, l'évaluation du risque prend en compte exclusivement une exposition par voie orale et la toxicité est étudiée chez les rongeurs (en toxicologie) et chez quelques espèces d'oiseaux (Commission européenne, 2009c). Dans les cas les plus complexes, des études en semi-liberté ou au champ peuvent être produites, mais aucun protocole standard ni recommandation précise ne sont actuellement disponibles (European Food Safety Authority, 2009). Ainsi, l'évaluation des risques devrait prendre en compte des groupes d'organismes comme les chauves-souris ou les reptiles (ces espèces étant protégées, il s'agirait de prendre en compte des résultats d'observation *in situ*), l'exposition par voie cutanée et les effets neurologiques, par exemple, des PPP. Les résultats d'études comportementales au laboratoire peuvent permettre de prédire la survenue de modifications comportementales sur le terrain, comme par exemple le comportement exploratoire, alimentaire ou face à la prédation. Une altération du comportement affectant un pourcentage élevé d'individus peut durablement altérer le succès reproducteur, la croissance, le développement des jeunes, amoindrir la réponse à la prédation ou modifier la migration. Il est donc aujourd'hui proposé de prendre en compte les paramètres comportementaux, de façon quantitative, pour estimer le risque de survenue de ces effets lors de l'utilisation des PPP (Ford *et al.*, 2021). D'autre part, des méthodes comme les tests comètes peuvent permettre de mesurer les dommages à l'ADN (Vischetti *et al.*, 2020). Cette technique, facile à mettre en œuvre, pourrait aider à évaluer la génotoxicité des PPP sur les organismes. Un autre aspect important concerne les relations entre contamination environnementale, concentrations dans les tissus et effets toxiques des méthodes existantes peu utilisées dans la règlementation, telle que la pharmacocinétique de population, qui pourraient aider à établir le lien entre dose d'exposition et dose toxique.

Dans le cas des vertébrés aquatiques, des études comportementales et de génotoxicité sur les poissons et les xénopes (amphibien) permettraient d'améliorer l'évaluation des risques liés aux PPP.

Enfin, l'évaluation des risques bénéficierait d'études utilisant des espèces plus représentatives (des milieux étudiés et de l'exposition supposée) et qui seraient focalisées sur l'adaptation des organismes aux PPP par des effets transgénérationnels (organismes dont le génome est connu, animaux modèles de laboratoire en screening) et d'études portant sur la résilience/récupération des populations exposées et sur les effets directs et indirects des PPP. Les études basées sur les traits de vie et les approches fonctionnelles devraient aussi être intégrées, de même que l'étude des interactions inter-spécifiques, inter- et intra-guildes (qui sont notamment importantes en biocontrôle). Il est également nécessaire d'étudier les conséquences multi-trophiques des PPP.

7.3.2. Modélisation

L'évaluation de l'exposition du milieu est basée sur les modèles « FOCUS » (2000) qui présentent un certain nombre de limites, comme indiqué dans la section 7.2.1. Ainsi, l'évaluation règlementaire des risques pourrait se baser sur des modèles capables de prendre en compte l'atténuation des transferts de PPP au sein de zones tampons à l'échelle du bassin versant. Dans le cas du transfert aérien des PPP, des modèles tels que AgDRIFT, IDEFICS ou Volt'Air Pesticides et FIDES sont des outils pertinents pour modéliser les émissions de PPP par dérive des gouttelettes ou par volatilisation, ainsi que le dépôt sur les surfaces adjacentes.

Au niveau règlementaire, les principaux modèles utilisés pour évaluer les effets des PPP sont les QSAR, les DR, les TKTD et les SSD (Larras *et al.*, 2022) (cf. Section 7.2.2). Les modèles « population », « communautés » et « paysages » restent encore peu utilisés malgré leur intérêt reconnu (Topping et Luttik, 2017; Topping *et al.*, 2020; Larras *et al.*, 2022). Les modèles de population spatialement explicites représentent notamment une possibilité d'évolution majeure pour tester diverses hypothèses sur la base de scénarios théoriques, mais aussi pour évaluer

le risque pour les vertébrés terrestres, les amphibiens, les reptiles ou les chiroptères (Ockleford *et al.*, 2018; Hernandez-Jerez *et al.*, 2019).

7.3.3. Surveillance

La surveillance post-AMM (PPV) pourrait bénéficier des avancées des techniques analytiques (analyse multi-résidus, analyse non ciblée, analyse basée sur les effets) et de l'épidémiosurveillance. Les réseaux de surveillance existants mériteraient d'être davantage exploités et valorisés et devraient intégrer les observatoires de l'environnement existant (LTER, OZCAR, PPV, RECOTOX, SAGIR, suivis réalisés par le MNHN, Zones ateliers...) pour optimiser l'utilisation des données afin de coupler surveillance des résidus dans les matrices environnementales (PPV, qualité de l'air, qualité de l'eau), résidus dans les organismes (toxicovigilance, PPV, épidémiosurveillance) et dynamique de populations.

Il apparaît également important de développer des stratégies de biosurveillance pouvant être opérables à large échelle et à long terme pour suivre les PPP (autorisés et interdits) au sein de différents niveaux trophiques avec des méthodes peu invasives (conservation des espèces protégées, législation sur l'utilisation des animaux à des fins expérimentales) afin de détecter des situations ou molécules à risques, des changements de dynamiques d'exposition aux PPP et de transfert dans les réseaux, de renseigner sur les expositions multiples à des mélanges et de suivre l'efficacité des mesures de gestion (par exemple Badry *et al.* (2020) ; Seljetun *et al.* (2020)). Dans le cas des rapaces, un réseau européen structuré pour la biosurveillance est en cours de construction (Espin *et al.*, 2016). Il prend en compte de nombreux traits biologiques et écologiques des espèces proposées (régime alimentaire, aire de distribution, habitat, migration), en lien avec différentes activités humaines (dont l'activité agricole) afin de proposer une analyse globale, pan-européenne, de la contamination de l'environnement vue au travers de la contamination des rapaces. Ces développements permettent de s'intéresser à des matrices comme les plumes de mue qui intègrent sur plusieurs semaines ou mois des contaminants alors que leur passage sanguin est bref.

L'intégration de l'ensemble de ces méthodes (expérimentales, modélisation, surveillance) pourrait être facilitée par l'établissement de guides ou de lignes directrices à un niveau intermédiaire entre l'absence d'harmonisation et la normalisation des tests et méthodes (notamment pour l'utilisation, à des fins d'évaluation d'impacts, des méthodes « -omiques », ADN environnemental, des modèles, etc.). Il serait aussi intéressant de mieux prendre en compte le couplage exposition-effets et de réaliser une analyse des bénéfices/risques élargie (intégrant les concepts scientifiques mais aussi socio-économiques).

7.4. Questions en suspens, besoins de recherche

7.4.1. Observations et expérimentations

La plupart des études d'impact des PPP sur la biodiversité microbienne ou le potentiel génétique fonctionnel sont conduites sur des extraits d'ADN qui comprennent à la fois les taxons actifs et les taxons non actifs. Il existe très peu d'études conduites sur des extraits d'ARN ciblant exclusivement les microorganismes actifs, plus susceptibles d'être impactés par l'exposition à un PPP que les inactifs. Par ailleurs, la détermination du rôle fonctionnel des espèces microbiennes à différents niveaux d'intégration biologique (population, communauté, écosystème, biome), des réseaux d'interaction entre elles et des interactions avec le biotope reste encore un défi dans les environnements naturels aquatiques et terrestres.

Les méthodes « -omiques » représentent un vrai potentiel, mais il reste à déterminer comment elles pourraient être concrètement transposées à l'évaluation des risques (de plus, certains groupes microbiens tels que les microalgues, en particulier marines, sont encore très peu abordés par ces méthodes) (Larras *et al.*, 2018).

Le développement des AOP, notamment pour la faune sauvage vertébrée, souffre d'un profond manque de connaissance des mécanismes d'action à l'origine des effets non intentionnels aux échelles infra-individuelle et

individuelle (dépendant des métabolismes de chaque espèce) mais aussi des conséquences en terme de *fitness* individuelle, avec donc une incapacité à prédire les répercussions sur les paramètres populationnels.

Les invertébrés aquatiques représentent la majeure partie de la biodiversité animale, notamment dans les écosystèmes aquatiques, et ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement de ces écosystèmes. Cependant, les notions de diversité régionale (gamma-diversité) ou de dissimilitude inter-localités (beta-diversité) ne sont jamais abordées, et il reste nécessaire de poursuivre le développement de marqueurs individuels capables de traduire l'activité des organismes dans l'écosystème (comportement) pour étudier leur contribution à la réalisation des fonctions écologiques telles que la bioturbation ou la dégradation de la matière organique. D'autre part, il y a encore aujourd'hui très peu d'outils adaptés à la détection du caractère PE des PPP chez ces espèces en raison de la mauvaise connaissance de leur système de régulation hormonale et de l'absence d'outils utilisables en milieu naturel. Par ailleurs, aucun essai normalisé ne cible les effets de PPP sur les vertébrés marins (quel que soit le taxon et le niveau d'organisation observé *in vitro* comme *in vivo*) ou ceux vivant plus particulièrement dans l'environnement estuarien. De la même façon, l'absence de test chez les espèces aquatiques de reptiles, oiseaux et mammifères est notable. Enfin, l'étude de l'impact des PPP sur le microbiote des invertébrés aquatiques pourrait permettre d'évaluer un impact en terme de biodiversité, comme cela a été montré chez des invertébrés terrestres (altération du microbiote intestinal de l'abeille par le glyphosate (Motta *et al.*, 2018) ; implication du microbiote dans la résistance au Bti chez la chrysomèle *Diabrotica virgifera virgifera* (Paddock *et al.*, 2021).

Les études sur le transfert trophique des PPP restent peu développées et les expérimentations tri-trophiques impliquant des invertébrés ne sont que très rarement menées sur la faune sauvage. Les études de transfert trophique sur les animaux modèles de laboratoire sont elles aussi très rares. Pour aborder l'évaluation du transfert des PPP dans les réseaux trophiques, il faudrait élargir la gamme des taxons considérés, coupler les mesures de bioaccumulation dans les différents niveaux trophiques à l'évaluation des réponses liées aux effets et considérer les effets indirects verticaux mais aussi horizontaux (compétition).

Un grand nombre d'études s'attachant à caractériser les effets des PPP sont basées sur des organismes modèles. Or, la transposition des effets observés sur une espèce à une autre espèce constitue une des questions centrales de l'évaluation du risque écologique. Elle est jusqu'à maintenant prise en compte à l'aide des facteurs de sécurité.

Enfin, dans la plupart des études réalisées, la puissance statistique des tests mis en œuvre n'est pas renseignée (ou pas prise en compte).

7.4.2. Modélisation

Les modèles décrivant le transfert des PPP dans les sols et l'eau nécessitent des améliorations dans la description et la prise en compte de certains processus : (1) transferts préférentiels, (2) transfert particulaire, (3) ruissellement et érosion, (4) pratiques agricoles et leurs effets sur les transferts de PPP, (5) représentation des dispositifs tampon (haies, ZT humides, fossés) et de leur rôle dans le devenir et le transfert des PPP, (6) description temporelle des processus en réponse aux évènements climatiques. A l'échelle du bassin versant, la déclinaison des modèles sous forme d'outils opérationnels reste encore un enjeu. Les besoins de données et la nécessité d'estimer les incertitudes associées aux résultats doivent faire l'objet d'une attention particulière afin de pouvoir utiliser ces modèles pour hiérarchiser des scénarios de changements de pratiques et d'aménagements.

Pour les modèles d'émission vers l'atmosphère, les principales limites identifiées concernent : dans le cas de la dérive, la connaissance des caractéristiques des gouttes émises, l'effet de la densité du couvert végétal sur l'interception des gouttes et le lien entre dérive sédimentaire et dérive aérienne ; dans le cas de la volatilisation, la description de l'adsorption du PPP de la phase gazeuse vers la matrice solide et la volatilisation depuis le couvert végétal ; dans les deux cas, la représentation des pratiques agricoles.

D'autre part, dans un objectif de gestion des risques, il est nécessaire d'associer les modèles de transfert de PPP par voie hydrique à des modèles de dérive atmosphérique et à des modèles agronomiques (Voltz *et al.*, 2019).

Une des principales limites à l'utilisation robuste des modèles d'effets concerne le manque de données portant sur les effets chroniques et sublétaux des PPP à l'échelle des communautés. D'autre part, les modèles ne tiennent pas compte des effets transgénérationnels ni des effets multi-stress (chimiques, biotiques, abiotiques) et les modèles de communautés et de réseaux trophiques ne sont pas suffisamment développés à des échelles pertinentes pour simuler les processus écologiques. Le recours aux modèles de population pourrait apprendre des domaines de la biologie de la conservation, de la gestion de l'exploitation de la faune sauvage ou du suivi des dynamiques épidémiques, afin de lever le verrou de la formalisation d'indicateurs d'impacts démographiques et de cadres d'interprétation partagés. Il serait par ailleurs intéressant de coupler les modèles écotoxicologiques, qui décrivent les effets des PPP, à des modèles écologiques qui informent sur les interactions entre les organismes et les fonctions qu'ils fournissent. Des approches de modélisation basées sur les méthodes « -omiques » sont encore manquantes alors qu'elles présentent un vrai potentiel pour l'évaluation des risques (détection d'effets précoces). Enfin, les analyses de sensibilité et d'incertitudes de ces modèles et le test de leur performance restent insuffisamment réalisés.

Par ailleurs, la question de la transposition de ces outils à des contextes différents de ceux qui ont servi à leur développement reste prégnante. Des approches par typologie de milieux à enjeux (avec les modèles, scénarios et jeux de données associés) permettraient de prioriser les contextes d'application sur lesquels faire porter les efforts.

D'une manière générale, des recherches sont à mettre en œuvre pour acquérir des données afin d'approfondir la compréhension des impacts des PPP et améliorer les modèles existant et/ou en développer de nouveaux ainsi que pour intégrer contamination - exposition - effets. Une évaluation large des bénéfices et des risques liés aux PPP nécessiterait des modèles d'évaluation bio-économique.

8. Interactions entre science et réglementation

8.1. Réglementation PPP : exigence et complexité

La mise sur le marché des PPP en France (et dans l'Union européenne) est régie par le règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009c) entré en vigueur le 14 juin 2011 et abrogeant les directives 79/117/CEE (Commission européenne, 1978) et 91/414/CEE (Commission européenne, 1991) du Conseil. Ce règlement est associé à quatre autres règlements (Règlements (UE) No 546/2011 (Commission européenne, 2011a), (UE) No 547/2011 (Commission européenne, 2011b), (UE) No 283/2013 (Commission européenne, 2013a), (UE) No 284/2013 (Commission européenne, 2013b)) et il fait partie du « paquet pesticides » rassemblant les directives 2009/127/CE (Commission européenne, 2009a) et 2009/128/CE (Commission européenne, 2009b) et le règlement (CE) No 1185/2009 (Commission européenne, 2009d) (*cf.* Chapitre 1-3). Cette réglementation, particulièrement complexe, apporte un haut degré de protection juridique au regard d'autres réglementations, comme celles des Etats-Unis, en raison de l'application du principe de précaution et de conditions strictes d'approbation et d'autorisation de mise sur le marché (AMM) (en particulier, absence d'effet nocif sur la santé humaine et d'effet inacceptable sur l'environnement), dans des conditions d'application conformes aux bonnes pratiques phytopharmaceutiques et dans des conditions réalistes d'utilisation. L'Union européenne a ainsi retiré (et continue à retirer) du marché de très nombreuses substances problématiques en termes de santé humaine, animale ou environnementale, contrairement aux Etats-Unis, au Brésil ou à la Chine qui continuent à les autoriser (acétochlore, atrazine, clothianidine, thiaméthoxame, imidaclopride...).

La réglementation européenne concernant les PPP une des plus exigeantes au monde en terme d'écotoxicologie (Gehen *et al.*, 2019). En particulier, dans l'article 4-3, le règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009c) indique la nécessité « d'évaluer les effets des PPP sur la biodiversité et l'écosystème ». En parallèle, depuis une vingtaine d'années, un accroissement significatif de l'arsenal réglementaire au sujet des effets des PPP sur la biodiversité est observé, illustré par exemple par le « paquet pesticides » mentionné ci-dessus ou par l'établissement de la liste de substances phytopharmaceutiques préoccupantes qui doivent faire l'objet d'une

attention particulière au regard de leur niveau de danger et des données de phytopharmacovigilance (PPV) (Marty-Chastan *et al.*, 2017). D'autre part, plusieurs documents guides de l'EFSA (Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues *et al.*, 2015 ; Benford *et al.*, 2016) portant sur des objectifs de protection spécifiques en lien avec la biodiversité et les services écosystémiques rendus par les organismes ont été publiés et adoptés.

Malgré des objectifs ambitieux, la réglementation en vigueur ne permet pas suffisamment de protéger la biodiversité et d'éviter les impacts à hauteur des objectifs visés.

En effet, malgré cette législation exigeante, de nombreuses études laissent à penser que les PPP jouent un rôle non négligeable dans la réduction de la biodiversité (invertébrés, oiseaux...) et dans la dégradation de certaines fonctions et certains services écosystémiques (*cf.* Sections 2 et 3). Un décalage entre ambitions affichées par le droit de l'Union européenne et dégradation de l'environnement imputable aux PPP est donc observé.

Ainsi, la bibliographie consultée à l'interface des sciences sociales, du droit et de l'écotoxicologie converge vers une mise en critique de la réglementation actuelle concernant l'évaluation *a priori* des effets des PPP sur la biodiversité. Largement inspirée des effets des PPP sur la santé humaine, cette mise en critique souligne notamment la routine des procédures d'évaluation qui ne permet pas de prendre en compte la complexité des effets des PPP sur la biodiversité et le manque d'indépendance de l'évaluation des enjeux économiques et des acteurs qui les portent (OCDE, groupes « mixtes » de scientifiques du public et du privé) (Brock *et al.*, 2016; Boivin et Poulsen, 2017; Storck *et al.*, 2017; European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018; Arcuri et Hendlin, 2019; Bruhl et Zaller, 2019; Schafer *et al.*, 2019; Martin, 2020; Topping *et al.*, 2020).

Par ailleurs, la complexité de la réglementation PPP nuit à sa lisibilité et à son effectivité : il y a une grande profusion de textes d'une articulation délicate, le contenu de ces textes est excessivement technique et leur nature juridique est parfois difficile à identifier entre normes contraignantes (droit dur) et normes d'application volontaire (droit mou) (Martin, 2016).

Une autre difficulté liée à la réglementation est due aux grandes quantités de données fournies dans les dossiers de demande d'approbation et d'AMM car il est très compliqué pour un chercheur de les vérifier (Robinson *et al.*, 2020). De plus, les données prises en compte ne correspondent pas toujours aux conditions réelles d'utilisation (surfaces traitées, interactions entre PPP, fonctionnement des écosystèmes...) (cf. Section 8.2), malgré les attendus du règlement (CE) No 1107/2009 qui visent « des conditions réalistes d'utilisation » et « les bonnes pratiques phytosanitaires ». Ces attendus partent du principe de respect de la réglementation et des conditions d'usage des produits (Bonnes Pratiques Agricoles) telles que fixées par l'AMM, mais ces conditions peuvent ne pas être respectées. Il est d'ailleurs avéré qu'il existe des situations où elles ne le sont effectivement pas (ou très imparfaitement) : enfouissement des PPP à une certaine profondeur (Millot *et al.*, 2017), respect des conditions météorologiques, nettoyage des buses, etc.

L'organisation administrative de la réglementation peut également conduire à ignorer des signaux d'alerte provenant d'acteurs situés hors des sphères de la réglementation (Jouzel, 2019). Par exemple, certains auteurs soulignent le besoin de mieux prendre en considération les effets du glyphosate sur la biodiversité dans les milieux aquatiques, en raison de sa forte occurrence dans ces écosystèmes, mais cela ne se traduit pas par des recommandations en termes de réglementation (Hendlin *et al.*, 2020).

La décision d'AMM est une décision de nature politique, issue d'un compromis entre des intérêts contradictoires (Hamlyn, 2015; Hamlyn, 2017) : protection des cultures et intérêts économiques *versus* protection de la santé humaine et protection de l'environnement. D'autre part, la combinaison des règlements (CE) No 1272/2008 (Parlement européen, 2008) et (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009c) permet la commercialisation de substances qualifiées de dangereuses en contrepartie d'une « communication relative au danger ». Par ailleurs, l'incertitude scientifique inhérente à toute évaluation du risque n'est pas assumée par les décideurs politiques. Ce constat explique en partie la défiance vis-à-vis des agences d'évaluation par les citoyens (Bauer *et al.*, 2021).

Enfin, la cohérence de la réglementation est affectée par la multiplication des dérogations qui amenuisent l'effet des interdictions. Parmi les exemples qui peuvent être cités, un cas emblématique récent (2021, 2022) en

métropole concerne la dérogation accordée pour l'utilisation de semences enrobées traitées avec des néonicotinoïdes (imidaclopride ou thiamétoxame) dans le contexte de l'infestation des cultures de betteraves par les pucerons en Europe. En Outre-mer, la chlordécone a pu continuer à être utilisée de 1990 à 1993 pour lutter contre le charançon du bananier alors qu'elle a été interdite en métropole en 1990. Plus récemment, l'asulame a fait l'objet d'une dérogation de 2012 à 2018 pour le désherbage des cultures de canne à sucre. Il faut souligner que la délivrance de dérogations doit permettre de répondre à des urgences sanitaires, non maîtrisables par d'autres moyens. Dans un contexte de retraits ou de non renouvellement d'approbation des substances les plus préoccupantes au niveau européen, la problématique des usages orphelins devient plus prégnante, notamment pour les petites filières. Le dispositif des dérogations vise à faire face aux urgences et à donner le temps nécessaire à la recherche pour mettre à disposition des filières des moyens alternatifs de lutte contre les ravageurs et les maladies des plantes.

Depuis quelques années, un désengagement de l'Etat dans le contrôle des PPP est observé, illustré par exemple par le cas de la formation des utilisateurs de PPP (Ansaloni, 2017). En déléguant aux acteurs privés la formation des utilisateurs donnant accès à l'achat des PPP, l'État français a initié un nouveau marché, « modalité centrale d'exercice du pouvoir politique contemporain, qui consiste à prendre un problème public en initiant un marché » (Ansaloni, 2017). Cela répond à un manque de ressources du côté de l'État, lié à la cogestion du monde agricole, dominé par des acteurs porteurs d'une vision normative de l'utilisation des PPP. Comme illustration de ce même mouvement, on peut citer les Certificats d'Economie de Produits Phytopharmaceutiques (CEPP), mis en place en France par la loi d'avenir de l'agriculture de 2014 (République française, 2014b), et qui donnent aussi lieu à un marché (Doussan, 2020).

8.2. Limites intrinsèques de la réglementation

Les fondements scientifiques mobilisés dans le cadre réglementaire ignorent en partie les connaissances scientifiques disponibles dans le champ académique.

L'essentiel des normes européennes régissant la production de savoirs sur les PPP a été élaboré par l'OCDE qui s'est emparée du sujet des PPP (de celui des produits chimiques en général) dans un souci d'harmonisation des règles et de protection des échanges commerciaux. Or, la bibliographie montre l'absence de transparence dans les processus d'élaboration de ces normes (Lavarde *et al.*, 2020 ; Martin, 2020). La gestion des liens et conflits d'intérêts des scientifiques impliqués reste notamment floue. D'autre part, ces normes très cadrées ne sont pas conçues pour estimer tous les risques possibles pour l'environnement.

Certains savoirs scientifiques sont rendus invisibles au niveau de l'évaluation des PPP car les agences ont tendance à ignorer volontairement des données lorsqu'elles n'ont pas été élaborées selon les normes règlementaires (Jouzel, 2019). Cependant, les enseignements tirés des tests réglementaires peuvent être infirmés par des observations de terrain documentées *a posteriori* dans la bibliographie, souvent basées sur des méthodes et modèles (espèces, stades de développement testés, conditions des tests) différents de ceux qui sont utilisés en règlementation et qui peuvent apporter des résultats complémentaires. Les interactions entre expertise, industrie, marché et État aboutissent à ce que Demortain et Boullier (2019) appellent « une expertise par le marché ». L'expertise des produits et de leurs risques est réalisée dans une situation qui se construit à la confluence d'une compétence scientifique, d'une problématique administrative et du marché.

De plus, si le principe selon lequel c'est au pétitionnaire d'apporter la preuve de l'innocuité de la substance ou du produit qu'il désire mettre sur le marché, et ainsi de conduire lui-même les études lui permettant d'apporter cette preuve, est judicieux, sa mise en application entraîne des effets pervers (par exemple, les études parrainées par l'industrie et/ou celles avec des auteurs affiliés à l'industrie sont beaucoup plus susceptibles de conclure à l'innocuité que les études réalisées par des scientifiques indépendants de l'industrie) (Robinson *et al.*, 2020), à tel point que l'objectif de la réglementation -protéger la santé et l'environnement- peut être menacé. Toutefois, cette question reste complexe et elle fait l'objet de nombreuses controverses (cf. Section 8.4).

Le cadre réglementaire ne permet pas d'intégrer certaines approches scientifiques.

L'intégration, dans les processus réglementaires, des connaissances scientifiques est un processus long qui introduit un décalage temporel entre les connaissances disponibles et celles qui sont prises en compte (Dedieu, 2021). Par exemple, en 2013, un document guide de l'EFSA portant sur l'évaluation du risque pour les abeilles est paru après de nombreuses années de débat sur les effets des néonicotinoïdes sur les insectes pollinisateurs (European Food Safety Authority, 2013). Plusieurs opinions scientifiques de l'EFSA ont ensuite été publiées sur ce sujet. La dernière en date (Efsa Scientific Committee *et al.*, 2021) propose un modèle global d'évaluation des risques (ApisRAM) qui sera mis en œuvre progressivement jusqu'en 2025. Ainsi, il se sera écoulé près de douze ans entre la première publication de l'EFSA et la mise en place effective d'un modèle intégré d'évaluation des risques pour les abeilles.

Au niveau règlementaire, l'évaluation des risques dans le cadre de l'approbation des substances est limitée à un usage et un produit (en partant d'une hypothèse de bon usage). Le dossier écotoxicologique repose en partie sur un nombre restreint de tests réalisés au laboratoire sur des espèces supposées représenter la diversité des espèces sur le terrain et leur place dans l'écosystème. Or, ces tests ne prennent pas en compte, ou pas suffisamment (cf. Section 7) : (1) les effets des mélanges de PPP (utilisation de plusieurs PPP dans la conduite des cultures pendant une saison culturale et pendant plusieurs saisons culturales successives) ; (2) les effets sur les juvéniles (les organismes adultes sont moins sensibles) ; (3) les effets sur plusieurs groupes d'organismes en tenant compte de leurs interactions ; (4) les effets sur les espèces vulnérables ; (5) les effets sublétaux (altération des processus physiologiques, du système immunitaire, de la reproduction, du comportement...) ; (6) les effets micro-évolutifs ; (7) les effets à long terme ; (8) les effets indirects (à l'exception de l'empoisonnement secondaire) ; (9) les effets sur la biodiversité et les fonctions et services écosystémiques.

L'évaluation des risques des PPP est majoritairement basée sur des données expérimentales, mais elle peut aussi reposer sur la modélisation. Cependant, les modèles utilisés sont essentiellement limités à des QSAR (relation structure-activité quantitative), des modèles DR (Dose-Réponse) et des modèles SSD (distribution de sensibilité des espèces) (cf. Chapitre 14) (Larras *et al.*, 2022). Les modèles TKTD (ToxicoCinétique-ToxicoDynamique), population, communautés, réseaux trophiques, mélanges, les modèles à l'échelle du paysage, ainsi que les modèles d'exposome ne sont que très rarement employés. En effet, ces modèles complexes sont difficilement utilisables dans un cadre réglementaire car ils posent le problème de la procédure d'acceptation et de validation par l'Anses au niveau national et par l'EFSA au niveau européen. De plus, la modélisation mobilisée dans le cadre réglementaire repose parfois sur des postulats non valables *in natura* et des données physiologiques, biologiques et écologiques lacunaires.

Ces procédures d'évaluation en routine, telles que définies dans la réglementation, ne permettent pas de prendre en compte la complexité des effets des PPP sur la biodiversité et il n'est pas possible de les transposer à ces échelles biologiques élevées ni aux fonctions et services écosystémiques (Topping *et al.*, 2020). De plus, il n'existe pas de critères clairs permettant d'évaluer et de quantifier les effets des PPP sur la biodiversité, ni sur les fonctions et services écosystémiques (European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018). Enfin, il est difficile d'adapter les modèles et les méthodes d'évaluation à une vision systémique (exposome, expositions environnementales multiples, chroniques, ubiquistes, multidimensionnelles...) en raison d'un manque de données.

La prise en compte de données économiques et sociales dans le processus de mise sur le marché, en plus des données scientifiques, permettrait de réaliser un bilan coûts/bénéfices des PPP plus éclairé.

De nombreux auteurs en sociologie, droit, science politique et géographie soulignent l'absence de prise en compte de la complexité socio-écologique inhérente aux effets des PPP sur la biodiversité et les fonctions et services écosystémiques associés. La pensée systémique, telle qu'observée par exemple dans le domaine de l'apiculture, est le plus souvent ignorée dans les procédures réglementaires. La forme épistémique des connaissances des apiculteurs identifiés comme étant de type « naturalistes » (Adam *et al.*, 2020), à savoir l'ensemble des concepts, des mesures et des interprétations qui est spécifique de leur groupe social, repose sur des savoirs basés sur

l'observation de terrain, considérant les contextes réels d'observation des dynamiques naturelles. Ces savoirs dits « intégrés » peuvent aboutir à des recherches sur les effets de certains PPP à long terme (c'est-à-dire plus que quelques semaines), sur les effets cumulatifs et sur les effets sublétaux (Suryanarayanan, 2013). De la même manière, les savoirs non académiques (agriculteurs, collectifs de citoyens, résidents, ONG, etc.), notamment fondés sur l'expérience, ne sont pas pris en considération.

Ainsi, certains auteurs estiment que les insuffisances des procédures actuelles d'évaluation des PPP tiennent effectivement au fait que ces procédures ne considèrent que des données scientifiques (entendues comme les sciences de la vie et de l'environnement), sans tenir compte de données sociales (Hamlyn, 2017). Par exemple, le développement durable objet de la directive 2009/128/CE (Commission européenne, 2009b) n'est pas seulement une question de science ou d'économie, il est politique et fondé sur des valeurs sociales et morales. Hamlyn (2017) prône ainsi une approche holistique et inclusive, pas seulement basée sur des données scientifiques. Ce type d'approche permettrait de mieux prendre en considération le ratio coûts/bénéfices dans la prise de décision.

8.3. Surveillance post-AMM

La surveillance après mise sur le marché ne rend pas suffisamment compte des impacts.

Bien que mentionné dans le règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009c), le suivi des PPP après leur mise sur le marché n'a fait l'objet d'aucune recommandation particulière au niveau européen. Au niveau national, l'Anses a mis en place, en 2015, le dispositif de phytopharmacovigilance (PPV) (cf. Chapitre 15). Ce dispositif est unique en Europe et représente une évolution notable dans la surveillance des effets non intentionnels des PPP ; il collecte et analyse des données de surveillance (contamination des milieux ; exposition, imprégnation et impacts sur les organismes vivants et les écosystèmes dans leur ensemble incluant l'Homme ; résistance chez les organismes cibles) portant sur les PPP qui sont rendues publiques. L'examen en continu de ces données peut amener à prendre des mesures de prévention ou de limitation des risques pour protéger la santé des êtres vivants et des écosystèmes.

Dans le cadre de la PPV, la biodiversité et le sol font l'objet d'une attention particulière, mais un suivi serait à développer pour l'écodynamique des PPP, les fonctions écologiques des sols et la biodiversité (diversification des espèces suivies, cf. ci-dessous).

Depuis peu, dans le cadre du plan Ecophyto et d'un programme de surveillance français lancé en 2012 (réseau Biovigilance 500 ENI), les effets non intentionnels des PPP sur la biodiversité des terres agricoles sont évalués, en mettant l'accent sur plusieurs groupes taxonomiques non ciblés par les pratiques agricoles (vers de terre, plantes, coléoptères et oiseaux), sur 500 parcelles exploitées (Andrade *et al.*, 2021). Les objectifs consistent à détecter les changements dans la fréquence ou l'abondance des espèces indicatrices et les changements simultanés dans les pratiques agricoles. Après quatre années d'études, les premiers résultats montrent une richesse plus importante du nombre d'espèces en agriculture biologique qu'en agriculture conventionnelle, essentiellement liée au nombre d'espèces plus élevé en bordure de champ. Ce laboratoire à ciel ouvert a permis d'identifier les éléments clés pour mener à bien ce type d'études *in situ*. Des problèmes sont néanmoins soulevés concernant des variables explicatives manquantes ou l'hétérogénéité des compétences d'identification des observateurs pour certains taxons, avec toutefois un apport de données solides et conséquentes dans le contexte agricole.

En définitive, les connaissances disponibles sont encore insuffisantes pour évaluer les effets des PPP après leur mise sur le marché. Les données (contamination, effets) restent limitées pour le milieu aérien, le sol et le milieu aquatique continental (dans une moindre mesure) et elles sont particulièrement lacunaires pour le milieu marin. De plus, lorsque les données existent, elles restent trop peu mobilisées (par exemple, réseau OZCAR « Observatoires de la Zone Critique : Applications et Recherche » qui regroupe des sites instrumentés pour réaliser des mesures à long terme des paramètres biologiques, chimiques et physiques des eaux souterraines, fluviales, glaciaires, des sols et des zones humides en France et dans les territoires d'outre-mer).

D'une manière générale, pour l'ensemble des milieux (air, eau douce, sol, milieu marin), l'éventail des espèces (et communautés) suivies devrait être étendu. Dans le cas des milieux terrestres et aériens, il faudrait notamment prendre en compte les microorganismes phototrophes et hétérotrophes incluant les protozoaires, les pollinisateurs sauvages, les amphibiens, les reptiles et les chauves-souris. Pour les milieux aquatiques, l'évaluation des impacts devrait intégrer les invertébrés et les vertébrés.

Enfin, depuis de nombreuses années, la communauté scientifique souligne des lacunes dans la surveillance à long terme sur le terrain, à l'échelle du paysage, du devenir des PPP (de manière dynamique, leur présence ponctuelle faisant déjà l'objet de mesures) dans le continuum terre-mer et le biote, ainsi que leurs effets sur les organismes.

8.4. Voies d'amélioration identifiées

La bibliographie met en évidence plusieurs voies d'amélioration possibles pour l'évaluation des risques, au niveau scientifique (expérimentation et modélisation, suivi post-AMM, approche systémique) et au niveau règlementaire (transparence et indépendance, prise en compte des données publiées, implication d'autres acteurs).

8.4.1. Voies d'amélioration scientifiques

Avant approbation des substances et délivrance des AMM, l'évaluation des risques pourrait être améliorée en prenant en compte, au niveau expérimental (cf. Section 7) : (1) les juvéniles ; (2) les effets populationnels, communautaires et écosystémiques ; (3) les effets sur d'autres espèces (dont les espèces vulnérables), notamment sur des espèces appartenant au milieu marin ; (4) les effets des mélanges (combinaison de plusieurs PPP) et les effets multistress (prise en compte d'autres types de pressions chimiques ou non) ; (5) les effets sublétaux ; (6) les effets micro-évolutifs ; (7) les effets à long terme ; (8) les effets indirects (cf. section 8.2). La majeure partie de ces voies d'amélioration a été identifiée par Topping *et al*. (2020)

Au niveau de la modélisation, il s'agirait : (1) d'utiliser des modèles écologiques intégrant des modèles d'effets au niveau de l'individu, des modèles toxico-cinétiques et des modèles de populations ; (2) de développer des modèles permettant d'évaluer les risques pour la biodiversité. Un effort important doit être fait pour que les modèles soient rendus plus complets, plus pertinents sur le plan écologique et moins incertains, et plus cohérents (cf. Chapitre 14).

Par ailleurs, il est aussi nécessaire d'intégrer une approche systémique aux méthodes d'évaluation, comme l'a proposé l'EFSA (Benford *et al.*, 2016; Tissier-Raffin *et al.*, 2020). Ce cadre, prenant en compte la biodiversité et les services écosystémiques dans l'évaluation des risques, devrait permettre de rendre l'évaluation spatialement plus pertinente pour les décisions de gestion (par exemple, quels services et quelles zones géographiques protéger) en améliorant la transparence dans la communication des risques et des compromis, en intégrant différents facteurs de stress, différentes échelles et habitats, ainsi que les enjeux politiques.

La gestion des risques liés aux PPP peut passer par la mise en place de pratiques alternatives. Toutefois, Grimonprez et Bouchama (2021) soulignent que « la notion d'alternative devrait être pensée comme l'ensemble des méthodes et pratiques à déployer à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation permettant d'aboutir à une maîtrise comparable du risque phytosanitaire ». De plus, afin de conférer un statut juridique à des pratiques plus vertueuses sur le plan écologique, les auteurs proposent qu'elles fassent l'objet d'une véritable normalisation (comme l'agriculture biologique), reconnue par une autorité indépendante comme l'Anses par exemple.

En post-AMM, comme indiqué dans la section 8.3, les résultats issus de la bibliographie montrent qu'il est nécessaire de renforcer la surveillance (PPV) dans l'ensemble des milieux et de l'élargir à d'autres organismes (microorganismes incluant les protozoaires, zooplancton, invertébrés, pollinisateurs sauvages, vertébrés aquatiques, amphibiens, reptiles, chauves-souris) (Mougin *et al.*, 2018).

Enfin, afin de mieux prendre en considération des données de terrain nécessairement plus hétérogènes que les tests normalisés réalisés au laboratoire, un mode d'encadrement des dispositifs de production de résultats est à développer. Il pourrait s'agir de guides à un niveau intermédiaire entre l'absence d'harmonisation et la stricte

normalisation (notamment pour l'utilisation à des fins d'évaluation d'impacts de méthodes de modélisation, « -omiques », ADN environnemental, etc.), qui amélioreraient la comparabilité et la compilation des résultats, tout en permettant d'adapter les modalités opératoires aux contextes. Lancée en 2019, la plateforme public-privé PEPPER (Plateforme Public-privé sur la pré-validation des méthodes d'essai sur les Perturbateurs EndocRiniens), destinée à organiser la pré-validation de méthodes de caractérisation des perturbateurs endocriniens, est un exemple des avancées récentes en ce sens.

8.4.2. Voies d'amélioration règlementaires

De nombreux auteurs ont souligné la nécessité d'accroître la transparence et l'indépendance de la conduite des évaluations (*i.e.* mise à disposition de l'ensemble des données utilisées pour les dossiers). Le règlement (UE) 2019/1381 (Union européenne, 2019), entré en vigueur le 27 mars 2021, apporte une réponse à ces préoccupations en renforçant la transparence et la pérennité de l'évaluation des risques dans la chaîne alimentaire à l'échelle de l'Union européenne ainsi que la fiabilité, l'objectivité et l'indépendance des études utilisées par l'EFSA. Robinson *et a*l. (2020) préconisent par ailleurs de recourir à des panels de scientifiques indépendants des intérêts économiques industriels producteurs afin de rechercher, dans les méthodologies utilisées, des biais, des hypothèses invalides ou dépassées et des violations éventuelles du principe de précaution, afin de les réviser indépendamment des autorités administratives.

Il est parfois suggéré que les études pour l'évaluation des risques liés aux PPP soient menées non plus par l'industrie mais par des laboratoires indépendants, les études devant être commissionnées par des organismes comme l'EFSA (Robinson *et al.*, 2020). Si le pétitionnaire supporterait toujours le coût financier de ces études, il ne lui serait plus possible de choisir le laboratoire ou les scientifiques chargés de ces études, pas plus que la conception et la conduite des études ou encore l'interprétation des résultats (Robinson *et al.*, 2020).

Un autre point d'amélioration concerne la prise en compte de données publiées, incluant des données d'épidémiologie et des données de terrain, ainsi que des données issues des sciences sociales notamment. En effet, les études issues de l'industrie sont prépondérantes dans l'évaluation des risques et les critères retenus pour valider ou invalider une étude rendent majoritaires les études menées selon les protocoles OCDE et respectant des procédures BPL (bonnes pratiques de laboratoire), ce qui n'est généralement pas le cas des études académiques (Robinson *et al.*, 2020). La bibliographie académique est bien prise en compte dans les évaluations, mais l'obligation de fournir des données de façon large avec une sélection des études pertinentes systématique, transparente et reproductible pour rassembler objectivement autant d'articles scientifiques revus par les pairs que possible suppose que le pétitionnaire fournisse ces documents et que l'État membre rapporteur puisse vérifier ces données et solliciter toute information qu'il jugerait manquante. Dans tous les cas, pour les nouvelles substances, aucune donnée ne peut être disponible.

En post-AMM, il faudrait mettre en place un plan d'action accélérant les réponses (restrictions) aux nouveaux risques identifiés selon le principe de balance bénéfice/risque, limiter le nombre de dérogations pour l'usage des PPP interdits, mettre en place une interdiction des ventes de PPP interdits vers d'autres continents et mettre à disposition du public tout nouveau résultat obtenu en post-autorisation, comme c'est le cas en France avec la PPV (Storck *et al.*, 2017).

Enfin, il est important d'ouvrir la problématique des PPP à d'autres acteurs et à d'autres savoirs que ceux qui sont mobilisés dans le cadre des processus réglementaires (Mohring *et al.*, 2020). Certains cas d'étude et de comparaison permettent de montrer comment la prise en charge des enjeux des PPP hors de la sphère réglementaire, à travers des syndicats agricoles, des associations environnementales ou de consommateurs, contribue à modifier les prises de décisions. C'est le cas par exemple des néonicotinoïdes pour lesquels des décisions ont été prises par les gestionnaires en décalage avec les résultats de l'évaluation *a priori*, afin de répondre aux préoccupations portées par les acteurs au sujet des insectes pollinisateurs (Demortain, 2021). Des connaissances alternatives avaient émergé parce que des acteurs produisant et utilisant des connaissances issues de la recherche écotoxicologique (chercheurs publics, apiculteurs, ONG, politiques prônant l'action environnementale) s'étaient coalisés pour intervenir dans l'espace réglementaire (Demortain, 2021). Certains

néonicotinoïdes ont ainsi fait l'objet d'interdictions en France alors qu'ils bénéficiaient d'une approbation au niveau européen. A ce jour, la plupart des néonicotinoïdes ne sont plus approuvés mais des dérogations ont été accordées en France en 2021 et 2022 pour protéger les cultures de betteraves sucrières en absence d'alternatives et dans l'objectif de donner un délai supplémentaire à la filière pour s'adapter au retrait de ces produits (cf. Section 8.1). Un progrès de la réglementation consisterait à pouvoir guider la décision publique en considérant les valeurs sociales, économiques et environnementales d'une société (Hamlyn, 2017).

Des réflexions réellement interdisciplinaires, c'est-à-dire qui croisent le fonctionnement du vivant, son altération par les PPP et la manière dont ces éléments viennent questionner les utilisateurs des PPP, permettraient de spécifier les actions sociales, les politiques publiques et leur régulation par rapport au vivant afin de mieux protéger la biodiversité.

Ces réflexions ouvriraient à des comparaisons pertinentes afin de déterminer si la santé humaine et la santé de l'environnement sont traitées différemment ou s'il existe des complémentarités ou des inter-relations comme le défend le concept de « One Health ».

9. Besoins de recherche et perspectives

Les travaux analysés dans le cadre de cette ESCo ont permis de mettre en lumière la réalité de la contamination des milieux par les PPP, des effets sur certains groupes taxonomiques mais aussi sur des fonctions et services écosystémiques. Ces travaux ont également révélé certaines lacunes de connaissance aussi bien dans le domaine des sciences académiques que réglementaires et d'identifier les besoins de recherche associés. Parmi ces pistes de recherche évoquées dans les différentes parties des conclusions générales, on peut par exemple citer le besoin de connaissances concernant la présence, le devenir et les effets des adjuvants, des co-formulants et des produits de transformation dans le milieu naturel, le développement de recherches relatives à l'adaptation aux PPP et aux coûts écologiques associés ou encore l'utilisation, dans l'évaluation des risques, d'espèces plus représentatives des milieux. Une liste plus exhaustive des besoins de recherche relevés dans le rapport d'ESCo est présentée en Annexe 19-2. Ce travail a également permis d'identifier des besoins plus structurels qui appellent à une évolution des pratiques de recherche. Ces derniers peuvent être regroupés au sein de trois objectifs complémentaires présentés ci-après.

9.1. Explorer les zones d'ombre

Cette ESCo met clairement en évidence des déséquilibres marqués dans les connaissances produites sur la contamination de l'environnement par les PPP et sur les effets de celle-ci sur différentes composantes de la biodiversité.

Ces déséquilibres concernent notamment les molécules étudiées ; certains PPP font l'objet d'une littérature scientifique abondante alors que d'autres sont peu voire pas étudiés. La médiatisation de certaines molécules (le glyphosate par exemple), familles de molécules (les néonicotinoïdes par exemple) voire mécanismes d'action (les perturbateurs endocriniens et les SDHI par exemple) génère un effet de mode. Ce dernier conduit à la mise en place de programmes de recherche ciblés sur des molécules ou des modes d'action, à l'image du plan chlordécone ou du programme national de recherche sur les perturbateurs endocriniens (PNRPE) et contribue à ces déséquilibres, les travaux de la communauté scientifique étant ainsi orientés vers une thématique au détriment des autres. Ces derniers trouvent aussi leur explication dans le fait que les auteurs privilégient le plus souvent dans leurs travaux des PPP susceptibles de présenter, en raison de leur mode d'action, une toxicité directe vis-à-vis des modèles biologiques étudiés. Ainsi, l'effet des herbicides est préférentiellement évalué sur les producteurs primaires alors que celui des insecticides l'est sur les invertébrés terrestres et aquatiques. Ce biais va de fait induire une production de connaissances mal répartie concernant les différents modèles biologiques et les impacts des PPP sur ces derniers et limiter celles concernant les effets indirects de ces substances qui sont plus difficiles à

appréhender tant du point de vue cognitif qu'expérimental. Ainsi, les effets des insecticides sont bien documentés chez les invertébrés terrestres et aquatiques comparativement aux données concernant l'impact direct et indirect des herbicides et des fongicides qui sont beaucoup plus disparates. Ce constat est aggravé par la difficulté d'utiliser certains modèles biologiques pour appréhender des questions de biodiversité. C'est par exemple le cas des mammifères terrestres et dans une moindre mesure des amphibiens et des reptiles pour lesquels la mise en œuvre d'approches expérimentales complexes basées sur l'utilisation de mésocosmes est difficile voire impossible, du fait de contraintes techniques mais également éthiques, limitant de fait les capacités d'étude des impacts.

Concernant les produits de biocontrôle, si les travaux analysés dans le cadre de cette ESCo montrent qu'il existe une littérature importante sur le développement de ces produits et de stratégies de déploiement, force est de constater que les questions concernant leur présence dans l'environnement ainsi que leurs effets sur la biodiversité sont peu abordées. Il résulte de cette quasi absence de travaux un déséquilibre de connaissances en comparaison avec les PPP conventionnels comme rapporté dans une récente revue bibliographique réalisée par Mamy et Barriuso (2022). Cette situation semble trouver son origine dans l'image plus favorable des produits de biocontrôle en comparaison avec les PPP conventionnels. La prise en considération de cette problématique à la fois par la communauté scientifique et par les agences de financement devrait permettre de combler cette lacune.

La production de connaissances nouvelles sur les sujets peu ou pas étudiés évoqués précédemment est donc une nécessité pour mieux appréhender la problématique de cette ESCo. L'atteinte de cet objectif passe, d'une part, par l'intégration de ces sujets dans les outils d'animation et de financement de la recherche. Elle nécessite, d'autre part, une plus grande prise de risque par la communauté scientifique pour aller explorer de nouvelles pistes de recherche plus éloignées des schémas habituels.

Les déséquilibres constatés concernent également les milieux étudiés avec des différences selon que l'on considère la contamination par les PPP ou ses effets sur la biodiversité. Concernant la contamination, il existe une quantité importante de données dans les milieux aquatiques continentaux et marins côtiers du fait des programmes de surveillance mis en œuvre au titre de la directive cadre sur l'eau et de la directive cadre stratégie pour le milieu marin, et des projets de recherche qui y sont associés. En revanche, la contamination des sols et de l'air est moins renseignée. Ce constat s'explique par l'absence de programme de surveillance réglementaire à large échelle permettant de disposer d'un historique de données. Il est intéressant de constater que les programmes de recherche portant sur la contamination des sols et de l'air par les PPP sont également limités. La contamination de l'air bénéficie toutefois du travail réalisé par les AASQA et de campagnes d'analyses conduites par l'ANSES, les données collectées alimentant la PPV. En matière de contamination des sols, la récente initiative en matière de surveillance de la qualité des sols (RMQS) devraient apporter des informations pertinentes à moyen terme. Ces constats appellent tout de même à un renforcement de travaux de recherche sur la présence et le devenir des PPP dans les matrices sols et air afin de disposer d'une meilleure cartographie de la contamination environnementale et de son évolution en fonction des politiques publiques et application de nouvelles réglementations. Afin de mieux prendre en compte la dimension de continuum et mieux caractériser les transferts, il apparaît pertinent de favoriser les travaux considérant différents compartiments physiques, mais également le biote, dont l'exposition *in situ* reste peu étudiée à l'exception des quelques espèces emblématiques (ex. faune aviaire, grands prédateurs...).

Pour ce qui est des effets des PPP sur la biodiversité et les services écosystémiques, il apparaît que les données concernant cette thématique sont très limitées en milieu marin par comparaison aux autres milieux. Bien qu'il existe des études expérimentales visant à reproduire des conditions d'exposition proches de celles rencontrées dans le milieu, les études *in natura* permettant de confirmer les résultats acquis en laboratoire sont rares. Cela peut s'expliquer par la difficulté d'accessibilité du milieu marin d'une part et par le très faible nombre d'infrastructures expérimentales de type mésocosmes permettant d'évaluer les effets d'expositions complexes d'autre part. De plus, le milieu marin étant l'ultime réceptacle des contaminations, et en raison d'un facteur de dilution important, déconvoluer l'origine des effets observés sur la biodiversité afin d'isoler la contribution d'un type de stress environnemental tel que les PPP concernant la pression chimique, reste un défi scientifique. Combler cette lacune passe donc par le développement d'outils expérimentaux dédiés. Cela nécessite aussi, comme évoqué précédemment, de s'extraire des effets de mode et de l'opportunisme vis-à-vis des guichets de financement ou de revoir les priorités qui y sont définies en abordant notamment la globalité des expositions regroupées sous le terme

d'exposome. Force est en effet de constater que, depuis quelques années, les études sur la contamination du milieu marin et ses effets se focalisent préférentiellement sur la contamination par les micro- et nano-plastiques.

Parmi les déséquilibres observés figure aussi **un déséquilibre territorial**. La saisine motivant cette ESCo affichait la volonté de porter une attention particulière aux territoires ultra-marins. Suite à l'analyse des travaux disponibles, il apparait un manque important de données sur la contamination de ces territoires par les PPP et sur les effets de celle-ci sur la biodiversité ultra-marine, riche, mais menacée. A l'exception de la chlordécone pour laquelle la contamination et le transfert au sein des réseaux trophiques sont richement documentés, les données concernant les autres molécules et les effets des PPP (y compris de la chlordécone) sont parcellaires. Aux différentes problématiques préalablement évoquées s'ajoute celles des conditions environnementales, notamment climatiques, et des pratiques agricoles très différentes de celles rencontrées en métropole. Ces différences limitent les possibilités de transfert des connaissances et des méthodes produites en métropoles. En effet, l'étude des effets sur la biodiversité nécessite de recourir à de nouveaux modèles biologiques représentatifs de la biodiversité des territoires ultra-marins. Pour ce faire, un investissement important est nécessaire pour acquérir les connaissances relatives à l'écologie et à la physiologie des espèces qui composent cette biodiversité afin d'en faire des espèces modèles en écologie et écotoxicologie. Cet effort est nécessaire aussi bien dans un objectif cognitif que dans une finalité d'évaluation des risques car, même si des connaissances acquises dans des territoires proches, géographiquement ou en terme de climat et/ou de pratiques, peuvent apporter des éléments de compréhension, les différences entre chaque situation justifient le développement de connaissances spécifiques. L'éloignement géographique de la métropole est aussi un frein au développement de ces recherches qui peut être contourné par la mise en place d'outils incitatifs favorisant la mise en place, sur les territoires ultra-marins, de collaborations entre des équipes de recherche locales et des équipes métropolitaines. C'est par exemple le cas des appels à projets des plans chlordécone.

9.2. Développer l'interdisciplinarité

Cette ESCo met en évidence que les recherches pour comprendre les impacts des PPP sur la biodiversité restent très cloisonnées, en particulier selon les types d'organismes étudiés, ou encore selon les types de milieux voire de compartiments environnementaux pris en considération. La pertinence de l'évaluation des effets des PPP sur les différentes composantes de la biodiversité s'en retrouve réduite en raison de l'absence de prise en compte de la complexité, la vulnérabilité et la durabilité des écosystèmes. La portée de cette évaluation est également contrainte par la difficulté à aborder les questions relatives aux continuums environnementaux biotiques et abiotiques qui sont pourtant des notions cruciales dans un contexte de préservation de la biodiversité. Elle l'est également du fait que l'étude des impacts des PPP sur certaines fonctions écosystémiques comme la régulation des flux d'eau dans les sols et les sédiments (F4 et F5), l'albédo et la réflexion (F6) ou encore la formation et le maintien de la structure des sols et des sédiments (F9) nécessite de s'appuyer sur des disciplines telles que la physique et l'hydrophysique qui sont des disciplines peu voire pas représentées au sein de la communauté des écotoxicologues. L'évaluation des effets des PPP sur la biodiversité, les fonctions et services écosystémiques appelle donc un changement de paradigme. Ce dernier représente toutefois un défi pour les scientifiques du fait du nécessaire rapprochement de compétences diverses en chimie environnementale, écotoxicologie, écologie mais aussi modélisation, et hydrophysique par exemple. Les communautés scientifiques étudiant le devenir et les effets des PPP dans l'environnement doivent se mobiliser conjointement afin de développer des approches plus holistiques au-delà des frontières disciplinaires. L'atteinte de cet objectif peut passer par la définition d'objectifs cognitifs précis mais ambitieux, associée à une mobilisation de moyens adaptés pour permettre la mutualisation des forces autour de ces objectifs. Si certains réseaux de recherche à l'image du réseau français ECOTOX (Lamy *et al.*, 2022), qui pourrait être élargi au milieu marin, sont un premier pas dans cette direction, il serait pertinent de s'appuyer sur des sites d'études instrumentés et/ou suivis à long terme, tels que certains sites associés au réseau LTER (Long term ecological research network) ou certaines zones ateliers pour lesquels les questions concernant la contamination par les PPP et ses impacts. Ces dispositifs pourraient être renforcés et étendus en s'appuyant sur des actions incitatives dédiées.

Mais l'interdisciplinarité ne doit pas se limiter à dépasser les frontières entre les disciplines formant la famille des sciences de l'environnement. Les sciences humaines et sociales doivent également faire partie de ce mouvement. Développer les recherches croisant le fonctionnement du vivant, son altération par les PPP et la manière dont ces éléments viennent questionner les utilisateurs des PPP, permettrait notamment de spécifier les actions sociales, les politiques publiques et leur régulation par rapport au vivant afin de mieux protéger la biodiversité. L'analyse des travaux concernant les effets des PPP sur les services écosystémiques montre qu'il existe peu de données sur cette thématique. Cette lacune peut s'expliquer par la combinaison de différents facteurs incluant le caractère très intégrateur du concept de services écosystémiques par rapport aux différentes pressions environnementales, d'origine anthropiques ou non, le fait que des recherches soient menées à des échelles temporelles et spatiales très différentes, selon que les communautés scientifiques étudient les impacts des PPP sur les différentes composantes de la biodiversité ou les impacts sur les services écosystémiques, ou encore la difficulté à relier les indicateurs écotoxicologiques classiquement utilisés pour évaluer les effets et les conséquences sur les services écosystémiques. Le besoin de mobiliser des domaines disciplinaires différents et disjoints, ayant chacun leurs propres outils et concepts, voire parfois leur propre langage, pour rendre compte de la complexité de la relation entre les PPP et les services écosystémiques, est également un écueil. Le développement de connaissances relatives aux effets des PPP sur les services écosystémiques au travers d'une approche intégrée rendant compte des valeurs biophysiques, économiques et sociales de ces effets sur un bouquet de services écosystémiques nécessite donc une réelle prise de conscience, de la part de la communauté scientifique traitant des impacts écotoxicologiques des PPP, de l'intérêt de s'approprier les concepts associés à la notion de services écosystémiques et réciproquement. Aussi, si le concept de services écosystémiques est propice à la création de passerelles entre sciences environnementales et sciences sociales, celui-ci doit trouver sa place dans les réseaux scientifiques et dans les appels à projets afin de disposer de cadres propices à ce rapprochement. Comme pour les services écosystémiques, les processus d'évaluation et de suivi des PPP est un sujet dont le traitement souffre d'un manque d'interdisciplinarité entre sciences humaines et sociales et sciences de l'environnement alors que cette dernière permettrait d'une part, de faciliter l'accès pour les chercheurs en SHS aux connaissances nécessaires à la compréhension de données très techniques, et, d'autre part, pour les chercheurs en sciences de l'environnement de mieux saisir les processus et enjeux économiques, sociaux et politiques qui sont à l'œuvre.

Le développement d'une recherche interdisciplinaire au service d'une meilleure compréhension de la contamination de l'environnement par les PPP et ses effets sur la biodiversité doit aussi associer les sciences du numérique. La quasi absence de travaux mobilisant ce champ disciplinaire justifie le fait que ce dernier n'ait pas été mobilisé au sein du panel d'experts ayant travaillé sur cette ESCo. Pour autant, quelques travaux révèlent le potentiel des sciences du numérique pour offrir une meilleure compréhension de la thématique. Par exemple, le recours à la fouille de données dans le cadre d'études à large échelle permet de révéler des corrélations entre potentiel toxique de la contamination en PPP et altération de la biodiversité (Misaki *et al.*, 2019; De Castro-Catala *et al.*, 2020). De même, le recours à l'imagerie spatiale et à la télédétection, peut significativement améliorer le suivi à long terme des effets écotoxicologiques des PPP sur les producteurs primaires ainsi que sur d'autres composantes de la biodiversité en particulier dans des milieux difficilement accessibles comme le milieu marin par exemple. Enfin, le développement, encore embryonnaire, de jumeaux numériques apparait comme un outil vecteur d'interdisciplinarité. Il laisse entrevoir un fort potentiel des sciences du numérique d'une part pour comprendre les effets de la contamination par les PPP sur la biodiversité en agrégeant des multiples données collectées à des échelles spatiales et temporelles larges et d'autre part pour contribuer à une optimisation des pratiques permettant de limiter l'utilisation des PPP (Pylianidis *et al.*, 2021).

9.3. Favoriser les échanges entre la communauté scientifique et les parties prenantes

Dans le contexte de cette ESCo, la question, large, des interactions entre la Science et la Société peut être abordée selon différents angles en interrogeant les relations bi-directionnelles entre la recherche et la réglementation, entre la recherche et les applications industrielles et enfin entre la recherche et le monde associatif.

Concernant les relations entre la sphère de la recherche et celle de la réglementation, cette ESCo fait apparaître une différence entre les outils utilisés dans le cadre de l'évaluation réglementaire des PPP préalablement à leur mise sur le marché ou à des fins de surveillance de la qualité de l'environnement et ceux mis en œuvre par la communauté scientifique dans le cadre de ses travaux. Si, pour les premiers, les méthodes utilisées sont normalisées afin de réduire les variations liées au changement de conditions expérimentales, ce n'est pas le cas dans les travaux de recherche. Ces derniers s'appuient sur des protocoles souvent propres à chaque laboratoire et n'ont recours que très exceptionnellement à des méthodes normalisées. Aussi, si les méthodes utilisées dans le domaine de la recherche académique sont plus à même de rendre compte de la complexité du vivant, leur manque de généricité est un frein à l'intégration des données produites dans les démarches réglementaires d'évaluation des risques des PPP. Pour combler cette lacune, il semble donc important de tendre vers la normalisation de certaines des méthodes utilisées par la communauté scientifique. Cela pose alors la question du rôle des chercheurs dans les démarches de normalisation et, si ces derniers apparaissent comme les plus à même de contribuer à cette action, des leviers sont à actionner pour favoriser cette implication. En complément, se pose aussi la question du niveau de normalisation à atteindre. Si ce sont classiquement des normes internationales qui sont recherchées (OCDE ou ISO par exemple), est récemment apparu dans le paysage normatif la possibilité de pré-valider des méthodes à l'image de ce qui est proposé pour les perturbateurs endocriniens par la plateforme PEPPER.

Toutefois, si l'intérêt d'une telle démarche est de faciliter l'utilisation des méthodes développées par les acteurs de la recherche dans un cadre réglementaire, la question de l'appropriation des méthodes normalisées par les équipes de recherche reste ouverte. Comme préalablement indiqué, peu de ces méthodes sont mises en œuvre par les laboratoires académiques alors que leur appropriation ou la mise en œuvre d'un certain nombre de leurs principes permettrait une meilleure utilisation des données produites dans les démarche d'évaluation des risques. Là aussi, il semble important de questionner les leviers à mobiliser pour favoriser ce changement de pratique au sein de la communauté scientifique.

Le transfert des méthodes ne se limite pas uniquement aux relations entre la sphère académique et la sphère réglementaire. Il concerne aussi celles entre la sphère académique et la sphère économique. Il est classiquement considéré que le déploiement des outils, produits par les équipes de recherche académique, à large échelle avec une finalité applicative n'est pas la mission de ces équipes. Aussi, afin de pouvoir disposer de plus de données sur les effets des PPP en conditions expérimentales ou sur les impacts en milieu naturel, il semble pertinent de favoriser l'appropriation des méthodes développées dans la sphère académique par les acteurs de la sphère économique. Si plusieurs outils existent afin de favoriser ce transfert et que leur mobilisation se traduit par quelques exemples réussis, force est de constater que ce transfert est encore limité et pourrait être renforcé. Comme précédemment, questionner les leviers à mobiliser pour favoriser ce transfert apparait comme une démarche pertinente pour potentialiser sur les travaux de recherche.

Au-delà du transfert des méthodes évoqué ci-dessus, les interactions entre la science et la société concernent aussi le transfert, ou plutôt les flux, des données produites par la communauté scientifique. Sur ce sujet, cette ESCo met en lumière la place grandissante du milieu associatif (associations environnementales et de consommateurs, ONG, coalitions d'acteurs) dans le processus de transfert des connaissances de la sphère scientifique vers la sphère réglementaire. Les mobilisations autour de la réglementation concernant les néonicotinoïdes d'une part (Demortain, 2021) et le glyphosate d'autre part (Hendlin *et al.*, 2020; Muller, 2021) illustrent le rôle joué par des acteurs hors du domaine de la recherche et de la réglementation pour influer sur les processus réglementaires, en utilisant les données produites par la communauté scientifique. Dans cette démarche, la communauté scientifique se positionne en amont, en produisant les connaissances que d'autres acteurs s'approprieront. Il apparait aussi que le rôle des acteurs associatifs ne se limite pas à l'utilisation des données produites par la recherche académique. Ces acteurs prennent de plus en plus place dans le processus de production de la connaissance à l'image des actions menées par les Associations de Développement Apicole qui développent et mettent en œuvre de nouveaux protocoles d'étude portant sur la contamination du sol, de l'air et de l'eau et les effets à faible dose sur le long terme (Aureille, 2020). Ce processus qui tend à gagner en importance avec la montée en puissance des démarches de science participative ne s'appuie pas ou peu sur la

recherche académique et questionne donc sur la place des données produites pour contribuer à l'évaluation des risques des PPP et des atteintes à la biodiversité.

In fine, ces constats interrogent sur la place et le rôle des chercheurs des universités et des organismes de recherche dans les démarches visant à évaluer et à encadrer réglementairement les effets des PPP sur la biodiversité et appelle à une réflexion approfondie sur ce thème dans la continuité des travaux conduits en 2014 par le réseau des responsables de prospective de la recherche publique française (PROSPER) concernant l'évolution du métier de chercheur à l'horizon 2030.

Références bibliographiques

Abbot, J.; Marohasy, J., 2011. Has the herbicide diuron caused mangrove dieback? A re-examination of the evidence. *Human and Ecological Risk Assessment*, 17 (5): 1077-1094. http://dx.doi.org/10.1080/10807039.2011.605672

Adak, T.; Mahapatra, B.; Swain, H.; Patil, N.B.; Pandi, G.G.P.; Gowda, G.B.; Annamalai, M.; Pokhare, S.S.; Meena, K.S.; Rath, P.C.; Jena, M., 2020. Indigenous biobed to limit point source pollution of imidacloprid in tropical countries. *Journal of Environmental Management*, 272: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111084

Adam, A.; Sorba, J.-M.; Lauvie, A.; Michon, G., 2020. L'apiculture, entre naturalisme et productivisme ?Les enseignements des cas corse et marocain. *Etudes rurales*, 206 (2): 48-67. http://dxdoi.org/10.4000/etudesrurales.23512

AFNOR, 2019. Qualité de l'eau - Encagement in situ de gammares pour la mesure de la bioaccumulation de substances chimiques. Norme XP T90-721.

AFNOR, 2020. Qualité de l'eau - Mesures moléculaires, physiologiques et comportementales chez le gammare (crustacé amphipode) Partie 1 : dosage de l'activité enzymatique acétylcholinestérase (AChE). . Norme XP T90-722-1.

Afonso, E.; Tournant, P.; Foltete, J.C.; Giraudoux, P.; Baurand, P.E.; Roue, S.; Canella, V.; Vey, D.; Scheifler, R., 2016. Is the lesser horseshoe bat (Rhinolophus hipposideros) exposed to causes that may have contributed to its decline? A non-invasive approach. *Global Ecology and Conservation*, 8: 123-137. http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2016.09.002

Afza, R.; Afzal, M.; Majeed, M.Z.; Riaz, M.A., 2019. Effect of Intra-Guild Predation and Sub Lethal Concentrations of Insecticides on the Predation of Coccinellids. *Pakistan Journal of Zoology*, 51 (2): 611-617. http://dx.doi.org/10.17582/journal.pjz/2019.51.2.611.617

Ahemad, M.; Khan, M.S., 2010. Comparative toxicity of selected insecticides to pea plants and growth promotion in response to insecticide-tolerant and plant growth promoting Rhizobium leguminosarum. *Crop Protection*, 29 (4): 325-329. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2010.01.005

Ahmad, S.; Aziz, M.A., 2017. A review: risk assessment of pesticides on honey bee and pollination of agriculture crops in Pakistan. *Asian Journal of Agriculture and Biology*, 5 (3): 140-150. https://www.asianjab.com/a-review-risk-assessment-of-pesticides-on-honey-bee-and-pollination-of-agriculture-crops-in-pakistan/

Alarcon, P.A.E.; Lambertucci, S.A., 2018. Pesticides thwart condor conservation. *Science*, 360 (6389): 612-612. http://dx.doi.org/10.1126/science.aat6039

Alexander, A.C.; Luis, A.T.; Culp, J.M.; Baird, D.J.; Cessna, A.J., 2013. Can nutrients mask community responses to insecticide mixtures? *Ecotoxicology*, 22 (7): 1085-1100. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1096-3

Alletto, L.; Coquet, Y.; Benoit, P.; Heddadj, D.; Barriuso, E., 2010. Tillage management effects on pesticide fate in soils. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 30 (2): 367-400. http://dx.doi.org/10.1051/agro/2009018

Amosse, J.; Bart, S.; Brulle, F.; Tebby, C.; Beaudouin, R.; Nelieu, S.; Lamy, I.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2020. A two years field experiment to assess the impact of two fungicides on earthworm communities and their recovery. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110979

Andersson, G.K.S.; Ekroos, J.; Stjernman, M.; Rundlof, M.; Smith, H.G., 2014. Effects of farming intensity, crop rotation and landscape heterogeneity on field bean pollination. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 184: 145-148. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.002

Andersson, G.K.S.; Rundlof, M.; Smith, H.G., 2012. Organic Farming Improves Pollination Success in Strawberries. *Plos One*, 7 (2): 4. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0031599

Andrade, C.; Villers, A.; Balent, G.; Bar-Hen, A.; Chadoeuf, J.; Cylly, D.; Cluzeau, D.; Fried, G.; Guillocheau, S.; Pillon, O.; Porcher, E.; Tressou, J.; Yamada, O.; Lenne, N.; Jullien, J.M.; Monestiez, P., 2021. A real-world implementation of a nationwide, long-term monitoring program to assess the impact of agrochemicals and agricultural practices on biodiversity. *Ecology and Evolution*, 11 (9): 3771-3793. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.6459

Ankley, G.T.; Edwards, S.W., 2018. The adverse outcome pathway: A multifaceted framework supporting 21st century toxicology. *Current Opinion in Toxicology*, 9: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.cotox.2018.03.004

Annett, R.; Habibi, H.R.; Hontela, A., 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34 (5): 458-479. http://dx.doi.org/10.1002/jat.2997

Ansaloni, M., 2017. Le marché comme instrument politique. Le désengagement de l'État dans l'usage des pesticides en France. *Sociétés contemporaines*, 105 (1): 79-102. http://dx.doi.org/10.3917/soco.105.0079

Anses, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant. Premières interprétations sanitaires. Préambule. Rapport d'appui scientifique et technique révisé.* Paris: ANSES, (Autosaisine n° 2020-SA-0030), 146 p. https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2020SA0030Ra.pdf

Arcuri, A.; Hendlin, Y.H., 2019. The Chemical Anthropocene: Glyphosate as a Case Study of Pesticide Exposures. *King's Law Journal*, 30 (2): 234-253. https://doi.org/10.1080/09615768.2019.1645436

Arena, M.; Sgolastra, F., 2014. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23 (3): 324-334. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1

Armenta, R.; Martinez, A.M.; Chapman, J.W.; Magallanes, R.; Goulson, D.; Caballero, P.; Cave, R.D.; Cisneros, J.; Valle, J.; Castillejos, V.; Penagos, D.I.; Garcia, L.F.; Williams, T., 2003. Impact of a nucleopolyhedrovirus bioinsecticide and selected synthetic insecticides on

the abundance of insect natural enemies on maize in Southern Mexico. *Journal of Economic Entomology*, 96 (3): 649-661. http://dx.doi.org/10.1603/0022-0493-96.3.649

Armitage, J.M.; Gobas, F., 2007. A terrestrial food-chain bioaccumulation model for POPs. *Environmental Science & Technology*, 41 (11): 4019-4025. http://dx.doi.org/10.1021/es0700597

Arnold, J.G.; Allen, P.M.; Bernhardt, G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142 (1-4): 47-69. http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(93)90004-s

Arthur, E.L.; Rice, P.J.; Rice, P.J.; Anderson, T.A.; Baladi, S.M.; Henderson, K.L.D.; Coats, J.R., 2005. Phytoremediation - An overview. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 24 (2): 109-122. http://dx.doi.org/10.1080/07352680590952496

Artigas, J.; Majerholc, J.; Foulquier, A.; Margoum, C.; Volat, B.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Effects of the fungicide tebuconazole on microbial capacities for litter breakdown in streams. *Aquatic Toxicology*, 122: 197-205. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.06.011

Artigas, J.; Pascault, N.; Bouchez, A.; Chastain, J.; Debroas, D.; Humbert, J.F.; Leloup, J.; Tadonleke, R.D.; ter Halle, A.; Pesce, S., 2014. Comparative sensitivity to the fungicide tebuconazole of biofilm and plankton microbial communities in freshwater ecosystems. *Science of the Total Environment*, 468: 326-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.074

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p. http://dx.doi.org/10.15454/b928-4e37

Augusto, J.; Brenneman, T.B.; Culbreath, A.K.; Sumner, P., 2010. Night Spraying Peanut Fungicides II. Application Timings and Spray Deposition in the Lower Canopy. *Plant Disease*, 94 (6): 683-689. http://dx.doi.org/10.1094/pdis-94-6-0683

Aureille, M., 2020. Qu'est-ce qui tue les abeilles ? Mobilisations apicoles et production de savoirs inconfortables. *Etudes rurales*, 2 (206): 110-130. http://dx.doi.org/10.4000/etudesrurales.23688

Badry, A.; Krone, O.; Jaspers, V.L.B.; Mateo, R.; Garcia-Fernandez, A.; Leivits, M.; Shore, R.F., 2020. Towards harmonisation of chemical monitoring using avian apex predators: Identi fication of key species for pan-European biomonitoring. *Science of the Total Environment*, 731: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139198

Baert, J.M.; De Laender, F.; Janssen, C.R., 2017. The consequences of nonrandomness in species-sensitivity in relation to functional traits for ecosystem-level effects of chemicals. *Environmental Science & Technology*, 51 (12): 7228-7235. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b00527

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Houlahan, J.E.; Thompson, D.G.; Kidd, K.A., 2014. The direct and indirect effects of a glyphosate-based herbicide and nutrients on chironomidae (diptera) emerging from small wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9): 2076-2085. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2657

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Thompson, D.G.; Houlahan, J.E.; Kidd, K.A., 2016. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*, 25 (5): 1021-1032. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1659-1

Balsari, P.; Grella, M.; Marucco, P.; Matta, F.; Miranda-Fuentes, A., 2019. Assessing the influence of air speed and liquid flow rate on the droplet size and homogeneity in pneumatic spraying. *Pest Management Science*, 75 (2): 366-379. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5120

Barmentlo, S.H.; Schrama, M.; van Bodegom, P.M.; de Snoo, G.R.; Musters, C.J.M.; Vijver, M.G., 2019. Neonicotinoids and fertilizers jointly structure naturally assembled freshwater macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 691: 36-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.110

Barriuso, E.; Calvet, R.; Schiavon, M.; Soulas, G., 1996. Les pesticides et les polluants organiques des sols. *Etude et Gestion des Sols*, 3 (4 (Numéro spécial Forum "Le sol, un patrimoine menacé?" Paris 24 octobre 1996)): 279-296.

Bart, S.; Jager, T.; Robinson, A.; Lahive, E.; Spurgeon, D.J.; Ashauer, R., 2021. Predicting Mixture Effects over Time with Toxicokinetic-Toxicodynamic Models (GUTS): Assumptions, Experimental Testing, and Predictive Power. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2430-2439. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c05282

Bartell, S.M.; Nair, S.K.; Galic, N.; Brain, R.A., 2020. The Comprehensive Aquatic Systems Model (CASM): Advancing Computational Capability for Ecosystem Simulation. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (11): 2298-2303. <Go to ISI>://WOS:000569448500001

Baudrot, V.; Fernandez-de-Simon, J.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Giraudoux, P.; Lambin, X., 2020. Trophic transfer of pesticides: The fine line between predator-prey regulation and pesticide-pest regulation. *Journal of Applied Ecology*, 57 (4): 806-818. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13578

Bauer, M.W.; Dubois, M.; Hervois, P., 2021. *Les Français et la science 2021 : représentations sociales de la science 1972-2020. Rapport de recherche.* Nancy: Université de Lorraine,, 70 p. http://www.science-and-you.com/sites/science-and-you.com/files/users/documents/les_francais_et_la_science_2021_-_rapport_de_recherche_web_v29112021_v2.pdf

Baumhardt, R.L.; Stewart, B.A.; Sainju, U.M., 2015. North American Soil Degradation: Processes, Practices, and Mitigating Strategies. *Sustainability*, 7 (3): 2936-2960. http://dx.doi.org/10.3390/su7032936

Bayat, S.; Geiser, F.; Kristiansen, P.; Wilson, S.C., 2014. Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environment International*, 63: 40-52. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009

Bayona, Y.; Roucaute, M.; Cailleaud, K.; Lagadic, L.; Basseres, A.; Caquet, T., 2014. Isotopic niche metrics as indicators of toxic stress in two freshwater snails. *Science of the Total Environment*, 484: 102-113. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.005

Becher, M.A.; Grimm, V.; Thorbek, P.; Horn, J.; Kennedy, P.J.; Osborne, J.L., 2014. BEEHAVE: a systems model of honeybee colony dynamics and foraging to explore multifactorial causes of colony failure. *Journal of Applied Ecology*, 51 (2): 470-482. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12222

Becker, J.M.; Russo, R.; Shahid, N.; Liess, M., 2020. Drivers of pesticide resistance in freshwater amphipods. *Science of the Total Environment*, 735: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139264

Bedos, C.; Douzals, J.P.; Barriuso, E.; Bordes, J.P.; Chantelot, E.; Cellier, P.; Loubet, B.; Mercier, T.; Perriot, B.; Sine, M.; Verjux, N.; Verpont, F.; Huyghe, C., 2020. *Application des produits phytopharmaceutiques et protection des riverains : Synthèse des connaissances pour définir les distances de sécurité Membres du groupe de travail INRAE-Anses-ACTA*: INRAE, 71 p. http://dx.doi.org/10.15454/8w26-5w57

Bedos, C.; Loubet, B.; Barriuso, E., 2013. Gaseous Deposition Contributes to the Contamination of Surface Waters by Pesticides Close to Treated Fields. A Process-Based Model Study. *Environmental Science & Technology*, 47 (24): 14250-14257. https://doi.org/10.1021/es402592n

Behrens, R.; Lueschen, W.E., 2017. Dicamba Volatility. *Weed Science*, 27 (5): 486-493. http://dx.doi.org/10.1017/s0043174500044453

Beketov, M.A.; Kefford, B.J.; Schafer, R.B.; Liess, M., 2013. Pesticides reduce regional biodiversity of stream invertebrates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (27): 11039-11043. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1305618110

Belden, J.B.; Brain, R.A., 2018. Incorporating the joint toxicity of co-applied pesticides into the ecological risk assessment process. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 14 (1): 79-91. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1957

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2019. Impact of Biotic and Abiotic Stressors on Managed and Feral Bees. *Insects*, 10 (8): 42. http://dx.doi.org/10.3390/insects10080233

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2020. Effects of Fungicide and Herbicide Chemical Exposure on Apis and Non-Apis Bees in Agricultural Landscape. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 10. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2020.00081

Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Jeger, M.J.; Knutsen, K.H.; More, S.; Mortensen, A.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; EFSA Scientific Committee, 2016. Guidance to develop specific protection goals options for environmental risk assessment at EFSA, in relation to biodiversity and ecosystem services. *EFSA Journal*, 14 (6): e04499. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4499

Benoit, P.; Alletto, L.; Barriuso, E.; Bedos, C.; Garnier, P.; Mamy, L.; Pot-Genty, V.; Réal, B.; Vieublé, L., 2014. Travail du sol et risques de transfert de produits phytosanitaires. *Faut-il travailler le sol ? Acquis et innovations pour une agriculture durable*. Quae ed. Versailles, FRA: Labreuche J., Laurent F., Roger-Estrade J. (Savoir Faire), 127-141.

Benoit, P.; Souiller, C.; Madrigal, I.; Pot, V.; Real, B.; Coquet, Y.; Margoum, C.; Laillet, B.; Duterte, A.; Gril, J.J.; Barriuso, E., 2003. Fonctions environnementales des dispositifs enherbés en vue de la gestion et de la maîtrise des impacts d'origine agricole. Cas des pesticides. *Etude et Gestion des Sols*, 10 (4): 299-312.

Bérard, A.; Artigas, J.; Leboulanger, C.; Morin, S.; Mougin, C.; Pesce, S.; Stachowski-Haberkorn, S., 2021. La méthode PICT (Pollution-Induced Community Tolerance), un outil complémentaire pour l'évaluation du risque et le biomonitoring des pesticides ? *Réseau d'écotoxicologie terrestre et aquatique. Fiche thématique*, N°35 (Octobre 2021): 10 p. https://hal.inrae.fr/hal-03402786/document

Berard, A.; Rimet, F.; Capowiez, Y.; Leboulanger, C., 2004. Procedures for determining the pesticide sensitivity of indigenous soil algae: A possible bioindicator of soil contamination? *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46 (1): 24-31. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-003-2147-1

Bernard, M.; Boutry, S.; Lissalde, S.; Guibaud, G.; Saut, M.; Rebillard, J.P.; Mazzella, N., 2019. Combination of passive and grab sampling strategies improves the assessment of pesticide occurrence and contamination levels in a large-scale watershed. *Science of the Total Environment*, 651: 684-695. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.202

Bernasconi, C.; Demetrio, P.M.; Alonso, L.L.; Mac Loughlin, T.M.; Cerda, E.; Sarandon, S.J.; Marino, D.J., 2021. Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 313: 107341. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341

Berny, P., 2007. Pesticides and the intoxication of wild animals. *Journal of Veterinary Pharmacology and Therapeutics*, 30 (2): 93-100. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2885.2007.00836.x

Berny, P.; Gaillet, J.R., 2008. Acute poisoning of Red Kites (Milvus milvus) in France: Data from the SAGIR network. *Journal of Wildlife Diseases*, 44 (2): 417-426. https://doi.org/10.7589/0090-3558-44.2.417

Berny, P.; Vilagines, L.; Cugnasse, J.M.; Mastain, O.; Chollet, J.Y.; Joncour, G.; Razin, M., 2015. VIGILANCE POISON: Illegal poisoning and lead intoxication are the main factors affecting avian scavenger survival in the Pyrenees (France). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 118: 71-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.04.003

Besnard, A.; Salles, J., 2010. *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis. Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000* Rapport DREAL PACA, pôle Natura, 169 p. http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/NT_MethodoSuiviBio_Faune_final2_cle658bab.pdf

Besse, J.P.; Coquery, M.; Lopes, C.; Chaumot, A.; Budzinski, H.; Labadie, P.; Geffard, O., 2013. Caged Gammarus fossarum (Crustacea) as a robust tool for the characterization of bioavailable contamination levels in continental waters: Towards the determination of threshold values. *Water Research*, 47 (2): 650-660. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2012.10.024

Bird, L.; Perry, S.G.; Ray, S.L.; Teske, M.E.; Scherer, P.N., 1997. *An evaluation of AgDrift 1.0 model for use in aerial applications*. Athens, GA, USA: US EPA.

Blanco-Canqui, H., 2019. Biochar and Water Quality. *Journal of Environmental Quality*, 48 (1): 2-15. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2018.06.0248

Blaustein, A.R.; Romansic, J.M.; Kiesecker, J.M.; Hatch, A.C., 2003. Ultraviolet radiation, toxic chemicals and amphibian population declines. *Diversity and Distributions*, 9 (2): 123-140. http://dx.doi.org/10.1046/j.1472-4642.2003.00015.x

Boatman, N.D.; Brickle, N.W.; Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Morris, A.J.; Murray, A.W.A.; Murray, K.A.; Robertson, P.A., 2004. Evidence for the indirect effects of pesticides on farmland birds. *Ibis*, 146: 131-143. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00347.x

Bock, C.H.; Rains, G.C.; Hotchkiss, M.W.; Chen, C.X.; Brannen, P.M., 2020. The Effect of Tractor Speed and Canopy Position on Fungicide Spray Deposition and Peach Scab Incidence and Severity. *Plant Disease*, 104 (7): 2014-2022. http://dx.doi.org/10.1094/pdis-10-19-2225-re

Bohn, T.; Lovei, G.L., 2017. Complex Outcomes from Insect and Weed Control with Transgenic Plants: Ecological Surprises? *Frontiers in Environmental Science*, 5: 8. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00060

Boivin, A.; Poulsen, V., 2017. Environmental risk assessment of pesticides: state of the art and prospective improvement from science. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6889-6894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8289-2

Bonmatin, J.M., Moineau, I., Charvet, R., Colin, M.E., Fleche, C., Bengsch, E.R., 2005. Behaviour of Imidacloprid in Fields. Toxicity for Honey Bees. In: Lichtfouse E., S.J., Robert D., ed. *Environmental Chemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer 44. https://doi.org/10.1007/3-540-26531-7_44

Bonnineau, C.; Artigas, J.; Chaumet, B.; Dabrin, A.; Fabure, J.; Ferrari, B.J.D.; Lebrun, J.D.; Margoum, C.; Mazzella, N.; Miege, C.; Morin, S.; Uher, E.; Babut, M.; Pesce, S., 2021. Role of Biofilms in Contaminant Bioaccumulation and Trophic Transfer in Aquatic Ecosystems: Current State of Knowledge and Future Challenges. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 253*. Cham: Springer International Publishing Ag (Reviews of Environmental Contamination and Toxicology), 115-153. https://doi.org/10.1007/398_2019_39

Boutin, C.; Montroy, K.; Mathiassen, S.K.; Carpenter, D.J.; Strandberg, B.; Damgaard, C., 2019. Effects of sublethal doses of herbicides on the competitive interactions between 2 nontarget plants, Centaurea cyanus L. and Silene noctiflora L. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (9): 2053-2064. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4506

Bozon, N.; Mohammadi, B., 2009. GIS-based atmospheric dispersion modelling. *Applied Geomatics*: 59-74.

Braak, N.; Neve, R.; Jones, A.K.; Gibbs, M.; Breuker, C.J., 2018. The effects of insecticides on butterflies - A review. *Environmental Pollution*, 242: 507-518. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.100

Brack, W.; Ait Aissa, S.; Backhaus, T.; Dulio, V.; Escher, B.I.; Faust, M.; Hilscherova, K.; Hollender, J.; Hollert, H.; Muller, C.; Munthe, J.; Posthuma, L.; Seiler, T.B.; Slobodnik, J.; Teodorovic, I.; Tindall, A.J.; Umbuzeiro, G.D.; Zhang, X.W.; Altenburger, R., 2019. Effect-based methods are key. The European Collaborative Project SOLUTIONS recommends integrating effect-based methods for diagnosis and monitoring of water quality. *Environmental Sciences Europe*, 31: 6. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0192-2

Brady, S.P.; Monosson, E.; Matson, C.W.; Bickham, J.W., 2017. Evolutionary toxicology: Toward a unified understanding of life's response to toxic chemicals. *Evolutionary Applications*, 10 (8): 745-751. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12519

Brandt, A.; Hohnheiser, B.; Sgolastra, F.; Bosch, J.; Meixner, M.D.; Buchler, R., 2020. Immunosuppression response to the neonicotinoid insecticide thiacloprid in females and males of the red mason bee Osmia bicornis L. *Scientific Reports*, 10 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-61445-w

Breda-Alves, F.; Fernandes, V.D.; Chia, M.A., 2021. Understanding the environmental roles of herbicides on cyanobacteria, cyanotoxins, and cyanoHABs. *Aquatic Ecology*, 55 (2): 347-361. http://dx.doi.org/10.1007/s10452-021-09849-2

Brickle, N.W.; Harper, D.G.C.; Aebischer, N.J.; Cockayne, S.H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings Miliaria calandra. *Journal of Applied Ecology*, 37 (5): 742-755. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00542.x

Bright, J.A.; Morris, A.J.; Winspear, R., 2008. *A review of indirect effects of pesticides on birds and mitigating land-management practices* RSPB Research Report n°28, RSPB.

Brion, F.; Le Page, Y.; Piccini, B.; Cardoso, O.; Tong, S.K.; Chung, B.C.; Kah, O., 2012. Screening estrogenic activities of chemicals or mixtures in vivo using transgenic (cyp19a1b-GFP) zebrafish embryos. *Plos One*, 7 (5): e36069. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0036069

Brittain, C.; Bommarco, R.; Vighi, M.; Settele, J.; Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation*, 143 (8): 1860-1867. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029

Brittain, C.; Potts, S.G., 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic and Applied Ecology*, 12 (4): 321-331. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.12.004

Brock, T.; Arena, M.; Cedergreen, N.; Charles, S.; Duquesne, S.; Ippolito, A.; Klein, M.; Reed, M.; Teodorovic, I.; van den Brink, P.J.; Focks, A., 2021. Application of General Unified Threshold Models of Survival Models for Regulatory Aquatic Pesticide Risk Assessment Illustrated with An Example for the Insecticide Chlorpyrifos. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17 (1): 243-258. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.4327

Brock, T.C.M.; Belgers, J.D.M.; Roessink, I.; Cuppen, J.G.M.; Maund, S.J., 2010. Macroin vertebrate responses to insecticide application between sprayed and adjacent nonsprayed ditch sections of different sizes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (9): 1994-2008. http://dx.doi.org/10.1002/etc.238

Brock, T.C.M.; Bhatta, R.; van Wijngaarden, R.P.A.; Rico, A., 2016. Is the Chronic Tier-1 Effect Assessment Approach for Insecticides Protective for Aquatic Ecosystems? *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (4): 747-758. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1719

Brodt, S.; Zalom, F.G.; Krebill-Prather, R.; Bentley, W.; Pickel, C.; Connell, J.H.; Wilhoit, L.; Gibbs, M., 2005. Almond growers rely on pest control advisers for integrated pest management. *California Agriculture*, 59 (4): 242-248. http://dx.doi.org/10.3733/ca.v059n04p242

Brosed, M.; Lamothe, S.; Chauvet, E., 2016. Litter breakdown for ecosystem integrity assessment also applies to streams affected by pesticides. *Hydrobiologia*, 773 (1): 87-102. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-016-2681-2

Brown, A.R.; Whale, G.; Jackson, M.; Marshall, S.; Hamer, M.; Solga, A.; Kabouw, P.; Galay-Burgos, M.; Woods, R.; Nadzialek, S.; Maltby, L., 2017. Toward the Definition of Specific Protection Goals for the Environmental Risk Assessment of Chemicals: A Perspective on Environmental Regulation in Europe. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 13 (1): 17-37. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1797

Brown, C.R.; Giles, D.K., 2018. Measurement of pesticide drift from unmanned aerial vehicle application to a vineyard. *Transactions of the ASABE*, 61 (5): 1539-1546. http://dx.doi.org/10.13031/trans.12672

Bruhl, C.A.; Schmidt, T.; Pieper, S.; Alscher, A., 2013. Terrestrial pesticide exposure of amphibians: An underestimated cause of global decline? *Scientific Reports*, 3. http://dx.doi.org/10.1038/srep01135

Bruhl, C.A.; Zaller, J.G., 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Buchweitz, J.P.; Viner, T.C.; Lehner, A.F., 2019. Qualitative identification of imidacloprid in postmortem animal tissue by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 29 (7): 511-517. http://dx.doi.org/10.1080/15376516.2019.1616344

Butler Ellis, M.C.; Lane, A.G.; O'Sullivan, C.M.; Miller, P.C.H., 2010. The determination of volatilisation rate of fungicides in a field experiment. *Aspects of Applied Biology: International Advances in Pesticide Application*. 2010, 317-324.

Campos, J.; Gallart, M.; Llop, J.; Ortega, P.; Salcedo, R.; Gil, E., 2020. On-Farm Evaluation of Prescription Map-Based Variable Rate Application of Pesticides in Vineyards. *Agronomy-Basel*, 10 (1): 102-102. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10010102

Carles, L.; Gardon, H.; Joseph, L.; Sanchis, J.; Farre, M.; Artigas, J., 2019. Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International*, 124: 284-293. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.064

Carluer, N.; Gouy, V.; Liger, L., 2019. Intérêt des zones tampons pour limiter les transferts hydriques de produits phytosanitaires : quelle transposition possible des connaissances pour les haies et les haies sur talus ? *Sciences Eaux et Territoires*, (30): 66-71. http://dx.doi.org/10.14758/SET-REVUE.2019.4.13

Carpio, M.J.; Garcia-Delgado, C.; Marin-Benito, J.M.; Sanchez-Martin, M.J.; Rodriguez-Cruz, M.S., 2020. Soil Microbial Community Changes in a Field Treatment with Chlorotoluron, Flufenacet and Diflufenican and Two Organic Amendments. *Agronomy-Basel*, 10 (8): 16. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy10081166

Carretta, L.; Cardinali, A.; Zanin, G.; Masin, R., 2017. Effect of Vegetative Buffer Strips on Herbicide Runoff From a Nontilled Soil. *Soil Science*, 182 (8): 285-291. http://dx.doi.org/10.1097/ss.0000000000000221

Carvalheiro, L.G.; Seymour, C.L.; Veldtman, R.; Nicolson, S.W., 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 810-820. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x

Castelli, L.; Balbuena, S.; Branchiccela, B.; Zunino, P.; Liberti, J.; Engel, P.; Antunez, K., 2021. Impact of Chronic Exposure to Sublethal Doses of Glyphosate on Honey Bee Immunity, Gut Microbiota and Infection by Pathogens. *Microorganisms*, 9 (4): 15. http://dx.doi.org/10.3390/microorganisms9040845

Catalogne, C.; Lauvernet, C.; Carluer, N., 2018. *Guide d'utilisation de l'outil BUVARD pour le dimensionnement des bandes tampons végétalisées destinées à limiter les transferts de pesticides par ruissellement*, 66. http://irsteadoc.irstea.fr/cemoa/PUB00057088

Chara-Serna, A.M.; Epele, L.B.; Morrissey, C.A.; Richardson, J.S., 2019. Nutrients and sediment modify the impacts of a neonicotinoid insecticide on freshwater community structure and ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*, 692: 1291-1303. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.301

Cheatham, M.R.; Rouse, M.N.; Esker, P.D.; Ignacio, S.; Pradel, W.; Raymundo, R.; Sparks, A.H.; Forbes, G.A.; Gordon, T.R.; Garrett, K.A., 2009. Beyond Yield: Plant Disease in the Context of Ecosystem Services. *Phytopathology*, 99 (11): 1228-1236. http://dx.doi.org/10.1094/phyto-99-11-1228

Chen, Y.; Su, X.X.; Wang, Y.Y.; Zhao, S.Y.; He, Q., 2019. Short-term responses of denitrification to chlorothalonil in riparian sediments: Process, mechanism and implication. *Chemical Engineering Journal*, 358: 1390-1398. http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2018.10.148

Cheviron, N.; Grondin, V.; Marrauld, C.; Poiroux, F.; Bertrand, I.; Abadie, J.; Pandard, P.; Riah-Anglet, W.; Dubois, C.; Maly, S.; Marques, C.R.; Asenjo, I.V.; Alonso, A.; Diaz, D.M.; Mougin, C., 2022. Inter-laboratory validation of an ISO test method for measuring enzyme activities in soil samples using colorimetric substrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (20): 29348-29357. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-17173-3

Chiu, K.R.; Warner, G.; Nowak, R.A.; Flaws, J.A.; Mei, W.Y., 2020. The Impact of Environmental Chemicals on the Gut Microbiome. *Toxicological Sciences*, 176 (2): 253-284. http://dx.doi.org/10.1093/toxsci/kfaa065

Chow, R.; Scheidegger, R.; Doppler, T.; Dietzel, A.; Fenicia, F.; Stamm, C., 2020. A review of long-term pesticide monitoring studies to assess surface water quality trends. *Water Research X*, 9: 100064. https://doi.org/10.1016/j.wroa.2020.100064

Christensen, J.R.; Yunker, M.B.; MacDuffee, M.; Ross, P.S., 2013. Plant consumption by grizzly bears reduces biomagnification of salmon-derived polychlorinated biphenyls, polybrominated diphenyl ethers, and organochlorine pesticides. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 995-1005. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2162

Christin, M.S.; Gendron, A.D.; Brousseau, P.; Menard, L.; Marcogliese, D.J.; Cyr, D.; Ruby, S.; Fournier, M., 2003. Effects of agricultural pesticides on the immune system of Rana pipiens and on its resistance to parasitic infection. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (5): 1127-1133. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220522

Clements, W.H.; Rohr, J.R., 2009. Community responses to contaminants: using basic ecological principles to predict ecotoxicological effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 28 (9): 1789-1800. http://dx.doi.org/10.1897/09-140.1

Coeurdassier, M.; Berny, P.; Couval, G.; Decors, A.; Jacquot, M.; Queffélec, S.; Quintaine, T.; Giraudoux, P., 2014a. Evolution des effets non intentionnels de la lutte chimique contre le campagnol terrestre sur la faune sauvage et domestique. *Fourrages*, (220): 327-335. https://hal.inrae.fr/hal-02631020

Coeurdassier, M.; Poirson, C.; Paul, J.P.; Rieffel, D.; Michelat, D.; Reymond, D.; Legay, P.; Giraudoux, P.; Scheifler, R., 2012. The diet of migrant Red Kites Milvus milvus during a Water Vole Arvicola terrestris outbreak in eastern France and the associated risk of secondary poisoning by the rodenticide bromadiolone. *Ibis*, 154 (1): 136-146. http://dx.doi.org/10.1111/j.1474-919X.2011.01193.x

Coeurdassier, M.; Riols, R.; Decors, A.; Mionnet, A.; David, F.; Quintaine, T.; Truchetet, D.; Scheifler, R.; Giraudoux, P., 2014b. Unintentional Wildlife Poisoning and Proposals for Sustainable Management of Rodents. *Conservation Biology*, 28 (2): 315-321. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12230

Coeurdassier, M.; Villers, A.; Augiron, S.; Sage, M.; Couzi, F.X.; Lattard, V.; Fourel, I., 2019. Pesticides threaten an endemic raptor in an overseas French territory. *Biological Conservation*, 234: 37-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.03.022

Commissariat général au développement durable, 2018. *Les écosystèmes urbains - Évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques*. Paris: CGDD, 887 p. http://webissimo.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/efese_ecosystemes_urbains_cle2e6fdf.pdf

Commission européenne, 1978. Directive 79/117/CEE du Conseil, du 21 décembre 1978, concernant l'interdiction de mise sur le marché et d'utilisation des produits phytopharmaceutiques contenant certaines substances actives. *OJ L 33, 8.2.1979, p. 36–40*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=celex:31979L0117

Commission européenne, 1991. Directive 91/414/CEE du Conseil, du 15 juillet 1991, concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques. *OJ L 230, 19.8.1991, p. 1–32*.

Commission européenne, 2009a. Directive 2009/127/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 modifiant la directive 2006/42/CE en ce qui concerne les machines destinées à l'application des pesticides (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JOUE, L 310, 25.11.2009, p. 29–33*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32009L0127

Commission européenne, 2009b. Directive 2009/128/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 instaurant un cadre d'action communautaire pour parvenir à une utilisation des pesticides compatible avec le développement durable (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *OJ L 309, 24.11.2009, p. 71–86*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32009L0128

Commission européenne, 2009c. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Commission européenne, 2009d. Règlement (CE) n°1185/2009 du Parlement européen et du Conseil du 25 novembre 2009 relatif aux statistiques sur les pesticides. *OJ L 324, 10.12.2009, p. 1–22*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32009R1185

Commission européenne, 2011a. Règlement (UE) n°546/2011 de la Commission du 10 juin 2011 portant application du règlement (CE) n ° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil en ce qui concerne les principes uniformes d'évaluation et d'autorisation des produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *OJ L 155, 11.6.2011, p. 127–175*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32011R0546

Commission européenne, 2011b. Règlement (UE) n°547/2011 de la Commission du 8 juin 2011 portant application du règlement (CE) n ° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant les exigences en matière d'étiquetage de produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *OJ L 155, 11.6.2011, p. 176–205*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=CELEX%3A32011R0547

Commission européenne, 2013a. Règlement (UE) n°283/2013 de la Commission du 1 er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux substances actives, conformément au règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 93, 3.4.2013, p. 1–84*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=celex%3A32013R0283

Commission européenne, 2013b. Règlement (UE) n°284/2013 de la Commission du 1 er mars 2013 établissant les exigences en matière de données applicables aux produits phytopharmaceutiques, conformément au règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *JO L 93, 3.4.2013, p. 85–152*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/ALL/?uri=celex%3A32013R0284

Cordova-Mendez, E.A.; Gongora-Echeverria, V.R.; Gonzalez-Sanchez, A.; Quintal-Franco, C.; Giacoman-Vallejos, G.; Ponce-Caballero, C., 2021. Pesticide treatment in biobed systems at microcosms level under critical moisture and temperature range using an Orthic Solonchaks soil from southeastern Mexico amended with corn husk as support. *Science of the Total Environment*, 772: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145038

Coscollà, C.; Yusà, V., 2016. Chapter 17 - Pesticides and Agricultural Air Quality. In: de la Guardia, M.; Armenta, S., eds. *Comprehensive Analytical Chemistry*. Elsevier, 423-490. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166526X16300654

Coustau, C.; Chevillon, C.; ffrench-Constant, R., 2000. Resistance to xenobiotics and parasites: can we count the cost? *Trends in Ecology & Evolution*, 15 (9): 378-383. http://dx.doi.org/10.1016/s0169-5347(00)01929-7

Coutellec, M.A.; Barata, C., 2011. An introduction to evolutionary processes in ecotoxicology. *Ecotoxicology*, 20 (3): 493-496. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0637-x

Coutellec, M.A.; Delous, G.; Cravedi, J.P.; Lagadic, L., 2008. Effects of the mixture of diquat and a nonylphenol polyethoxylate adjuvant on fecundity and progeny early performances of the pond snail Lymnaea stagnalis in laboratory bioassays and microcosms. *Chemosphere*, 73 (3): 326-336. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.05.068

Couvidat, F.; Bedos, C.; Gagnaire, N.; Carra, M.; Ruelle, B.; Martin, P.; Poméon, T.; Alletto, L.; Armengaud, A.; Quivet, E., 2021. Simulating the impact of volatilization on atmospheric concentrations of pesticides with the 3D chemistry-transport model CHIMERE: method development and application to S-metolachlor and folpet. *Journal of Hazardous Materials*: 127497. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127497

Crisol-Martinez, E.; Moreno-Moyano, L.T.; Wilkinson, N.; Prasai, T.; Brown, P.H.; Moore, R.J.; Stanley, D., 2016. A low dose of an organophosphate insecticide causes dysbiosis and sex-dependent responses in the intestinal microbiota of the Japanese quail (Coturnix japonica). *Peerj*, 4. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2002

Crouzet, O.; Bérard, A., 2017. Les microalgues et cyanobactéries édaphiques : écologie et rôles en bioindication. In: Bernard, C.; Mougin, C.; Pery, A., eds. *Ecotoxicologie des communautés et impacts sur les fonctions des écosystèmes*. ISTE éditions, Chapitre 3, 79-110.

Crouzet, O.; Consentino, L.; Petraud, J.P.; Marrauld, C.; Aguer, J.P.; Bureau, S.; Le Bourvellec, C.; Touloumet, L.; Berard, A., 2019. Soil Photosynthetic Microbial Communities Mediate Aggregate Stability: Influence of Cropping Systems and Herbicide Use in an Agricultural Soil. *Frontiers in Microbiology*, 10: 15. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.01319

Cryder, Z.; Wolf, D.; Carlan, C.; Gan, J., 2021. Removal of urban-use insecticides in a large-scale constructed wetland. *Environmental Pollution*, 268 (PT A): 115586. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115586

Daniele, G.; Giroud, B.; Jabot, C.; Vulliet, E., 2018. Exposure assessment of honeybees through study of hive matrices: analysis of selected pesticide residues in honeybees, beebread, and beeswax from French beehives by LC-MS/MS. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (7): 6145-6153. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9227-7

Davis, A.M.; Thorburn, P.J.; Lewis, S.E.; Bainbridge, Z.T.; Attard, S.J.; Milla, R.; Brodie, J.E., 2013. Environmental impacts of irrigated sugarcane production: Herbicide run-off dynamics from farms and associated drainage systems. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 180: 123-135. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.019

de Araujo, D.; Raetano, C.G.; Ramos, H.H.; da Rocha, D.S.R.; Prado, E.P.; Aguiar, V.C., 2016. Interference of spray volume, fruit growth and rainfall on spray deposits in citrus black spot control periods. *Ciencia Rural*, 46 (5): 825-831. http://dx.doi.org/10.1590/0103-8478cr20150944

de Caralt, S.; Verdura, J.; Verges, A.; Ballesteros, E.; Cebrian, E., 2020. Differential effects of pollution on adult and recruits of a canopy-forming alga: implications for population viability under low pollutant levels. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-73990-5

De Castro-Catala, N.; Doledec, S.; Kalogianni, E.; Skoulikidis, N.T.; Paunovic, M.; Vasiljevic, B.; Sabater, S.; Tornes, E.; Munoz, I., 2020. Unravelling the effects of multiple stressors on diatom and macroinvertebrate communities in European river basins using structural and functional approaches. *Science of the Total Environment*, 742: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140543

de Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408. http://dx.doi.org/10.1016/s0921-8009(02)00089-7

De Valck, J.; Rolfe, J., 2018. Linking water quality impacts and benefits of ecosystem services in the Great Barrier Reef. *Marine Pollution Bulletin*, 130: 55-66. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.03.017

Deacon, S.; Alix, A.; Knowles, S.; Wheeler, J.; Tescari, E.; Alvarez, L.; Nicolette, J.; Rockel, M.; Burston, P.; Quadri, G., 2016. Integrating Ecosystem Services into Crop Protection and Pest Management: Case Study with the Soil Fumigant 1,3-Dichloropropene and Its Use in Tomato Production in Italy. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (4): 801-810. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1761

Deacon, S.; Norman, S.; Nicolette, J.; Reub, G.; Greene, G.; Osborn, R.; Andrews, P., 2015. Integrating ecosystem services into risk management decisions: Case study with Spanish citrus and the insecticide chlorpyrifos. *Science of the Total Environment*, 505: 732-739. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.10.034

Dechartres, J.; Pawluski, J.L.; Gueguen, M.M.; Jablaoui, A.; Maguin, E.; Rhimi, M.; Charlier, T.D., 2019. Glyphosate and glyphosate-based herbicide exposure during the peripartum period affects maternal brain plasticity, maternal behaviour and microbiome. *Journal of Neuroendocrinology*, 31 (9). http://dx.doi.org/10.1111/jne.12731

Decuq, C.; Bourdat Deschamp, M.; Benoit, P.; Bertrand, C.; Benabdallah, R.; Esnault, B.; Durand, B.; Loubet, B.; Fritsch, C.; Pelosi, C.; Gaba, S.; Bretagnolle, V.; Bedos, C., 2022. A multiresidue analytical method on air and rainwater for assessing pesticide atmospheric contamination in untreated areas. *Science of the Total Environment*.

Dedieu, F., 2021. Organized denial at work: The difficult search for consistencies in French pesticide regulation. *Regulation & Governance*: 23. http://dx.doi.org/10.1111/rego.12381

Del Pilar Castillo, M.; Torstensson, L.; Stenstrom, J., 2008. Biobeds for environmental protection from pesticide use - A review. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 56 (15): 6206-6219. http://dx.doi.org/10.1021/jf800844x

Delcour, I.; Spanoghe, P.; Uyttendaele, M., 2015. Literature review: Impact of climate change on pesticide use. *Food Research International*, 68: 7-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2014.09.030

Della Rossa, P.; Jannoyer, M.; Mottes, C.; Plet, J.; Bazizi, A.; Arnaud, L.; Jestin, A.; Woignier, T.; Gaude, J.M.; Cattan, P., 2017. Linking current river pollution to historical pesticide use: Insights for territorial management? *Science of the Total Environment*, 574: 1232-1242. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.065

Delnat, V.; Tran, T.T.; Janssens, L.; Stoks, R., 2019. Resistance to a chemical pesticide increases vulnerability to a biopesticide: Effects on direct mortality and mortality by predation. *Aquatic Toxicology*, 216: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105310

Demortain, D., 2021. The science behind the ban: the outstanding impact of ecotoxicological research on the regulation of neonicotinoids. *Current Opinion in Insect Science*, 46: 78-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2021.02.017

Demortain, D.; Boullier, H., 2019. Une expertise de marché : anticipations marchandes et construction des méthodes toxicologiques dans la réglementation des produits chimiques aux États-Unis. *Revue française de sociologie*, 60 (3): 429-456. http://dx.doi.org/10.3917/rfs.603.0429

Derrouch, D.; Chauvel, B.; Cordeau, S.; Dessaint, F., 2021. Functional shifts in weed community composition following adoption of conservation agriculture. *Weed Research*: 10. http://dx.doi.org/10.1111/wre.12517

Desprats, J.F., 2020. *Poursuite de la cartographie sur la contamination des sols par la chlordécone – 2019-2021. Rapport d'avancement*: BRGM;Préfet de la Martinique, (BRGM RP-70232-FR), 21 p.

Devarrewaere, W.; Foque, D.; Nicolai, B.; Nuyttens, D.; Verboven, P., 2018. Eulerian-Lagrangian CFD modelling of pesticide dust emissions from maize planters. *Atmospheric Environment*, 184: 304-314. http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.04.051

Devault, D.A.; Guillemin, J.P.; Millet, M.; Eymery, F.; Hulin, M.; Merlo, M., 2019. Prosulfocarb at center stage! *Environmental Science and Pollution Research*: 7. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-06928-8

Diaconu, A.; Tenu, I.; Rosca, R.; Carlescu, P., 2017. Researches regarding the reduction of pesticide soil pollution in vineyards. *Process Safety and Environmental Protection*, 108: 135-143. http://dx.doi.org/10.1016/j.psep.2016.09.016

Diaz, S.; Purvis, A.; Cornelissen, J.H.C.; Mace, G.M.; Donoghue, M.J.; Ewers, R.M.; Jordano, P.; Pearse, W.D., 2013. Functional traits, the phylogeny of function, and ecosystem service vulnerability. *Ecology and Evolution*, 3 (9): 2958-2975. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.601

Dinh, K.V.; Janssens, L.; Therry, L.; Gyulavari, H.A.; Bervoets, L.; Stoks, R., 2016. Rapid evolution of increased vulnerability to an insecticide at the expansion front in a poleward-moving damselfly. *Evolutionary Applications*, 9 (3): 450-461. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12347

Dinter, A.; Oberwalder, C.; Kabouw, P.; Coulson, M.; Ernst, G.; Leicher, T.; Miles, M.; Weyman, G.; Klein, O., 2013. Occurrence and distribution of earthworms in agricultural landscapes across Europe with regard to testing for responses to plant protection products. *Journal of Soils and Sediments*, 13 (2): 278-293. http://dx.doi.org/10.1007/s11368-012-0620-z

Dittrich, R.; Giessing, B.; Benito, M.M.; Russ, A.; Wolf, C.; Foudoulakis, M.; Norman, S., 2019. Multiyear monitoring of bird communities in chlorpyrifos-treated orchards in Spain and the United Kingdom: Spatial and temporal trends in species composition, abundance, and site fidelity. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (3): 616-629. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4317

Dollinger, J., 2016. *Analysis and modelling of pesticides transfer and retention in farmed infiltrating ditches as a function of the different management stratégies. Analyse et modélisation des transferts et de la rétention de pesticides dans les fossés agricoles infiltrants en lien avec les stratégies d'entretien*. Montpellier SupAgro. https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01591572

Donazar, J.A.; Cortes-Avizanda, A.; Fargallo, J.A.; Margalida, A.; Moleon, M.; Morales-Reyes, Z.; Moreno-Opo, R.; Perez-Garcia, J.M.; Sanchez-Zapata, J.A.; Zuberogoitia, I.; Serrano, D., 2016. Roles of raptors in a changing world: from flagships to providers of key ecosystem services. *Ardeola-International Journal of Ornithology*, 63 (1): 181-234. http://dx.doi.org/10.13157/arla.63.1.2016.rp8

Dore, T.; Makowski, D.; Malezieux, E.; Munier-Jolain, N.; Tchamitchian, M.; Tittonell, P., 2011. Facing up to the paradigm of ecological intensification in agronomy: Revisiting methods, concepts and knowledge. *European Journal of Agronomy*, 34 (4): 197-210. http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2011.02.006

Dorigo, U.; Berard, A.; Rimet, F.; Bouchez, A.; Montuelle, B., 2010. In situ assessment of periphyton recovery in a river contaminated by pesticides. *Aquatic Toxicology*, 98 (4): 396-406. https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.03.011

Dorigo, U.; Leboulanger, C.; Berard, A.; Bouchez, A.; Humbert, J.F.; Montuelle, B., 2007. Lotic biofilm community structure and pesticide tolerance along a contamination gradient in a vineyard area. *Aquatic Microbial Ecology*, 50 (1): 91-102. http://dx.doi.org/10.3354/ame01133

Dosskey, M.G.; Neelakantan, S.; Mueller, T.G.; Kellerman, T.; Helmers, M.J.; Rienzi, E., 2015. AgBufferBuilder: A geographic information system (GIS) tool for precision design and performance assessment of filter strips. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70 (4): 209-217. http://dx.doi.org/10.2489/jswc.70.4.209

Douglas, M.R.; Rohr, J.R.; Tooker, J.F., 2015. Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 250-260. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12372

Doussan, I., 2020. Pesticides à usage agricole et produits phytopharmaceutiques. *JurisClasseur Environnement et Développement durable*, Fasc. 4095: 73 p.

Dousset, S.; Thevenot, M.; Schrack, D.; Gouy, V.; Carluer, N., 2010. Effect of grass cover on water and pesticide transport through undisturbed soil columns, comparison with field study (Morcille watershed, Beaujolais). *Environmental Pollution*, 158 (7): 2446-2453. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2010.03.028

Dromard, C.R.; Devault, D.A.; Bouchon-Navaro, Y.; Allenou, J.P.; Budzinski, H.; Cordonnier, S.; Tapie, N.; Reynal, L.; Lemoine, S.; Thome, J.P.; Thouard, E.; Monti, D.; Bouchon, C., 2022. Environmental fate of chlordecone in coastal habitats: recent studies conducted in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (1): 51-60. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04661-w

Dromard, C.R.; Guene, M.; Bouchon-Navaro, Y.; Lemoine, S.; Cordonnier, S.; Bouchon, C., 2018. Contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe: evidence of a seaward decreasing gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (15): 14294-14301. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8924-6

Dron, J.; Wafo, E.; Boissery, P.; Dhermain, F.; Bouchoucha, M.; Chamaret, P.; Lafitte, D., 2022. Trends of banned pesticides and PCBs in different tissues of striped dolphins (Stenella coeruleoalba) stranded in the Northwestern Mediterranean reflect changing contamination patterns. *Marine Pollution Bulletin*, 174: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.113198

Druart, C.; Millet, M.; Scheifler, R.; Delhomme, O.; de Vaufleury, A., 2011. Glyphosate and glufosinate-based herbicides: fate in soil, transfer to, and effects on land snails. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (8): 1373-1384. https://doi.org/ 10.1007/s11368-011-0409-5

Duarte, S.; Pascoal, C.; Alves, A.; Correia, A.; Cassio, F., 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 53 (1): 91-101. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01869.x

Dupont, Y.L.; Strandberg, B.; Damgaard, C., 2018. Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in Tanacetum vulgare (Asteraceae). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 262: 76-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.014

Eevers, N.; White, J.C.; Vangronsveld, J.; Weyens, N., 2017. Bio- and Phytoremediation of Pesticide-Contaminated Environments: A Review. In: Cuypers, A.; Vagronsveld, J., eds. *Phytoremediation*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Botanical Research), 277-318. http://dx.doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001

EFSA Panel on Plant Protection Products and their Residues, 2015. Statement on the suitability of the BEEHAVE model for its potential use in a regulatory context and for the risk assessment of multiple stressors in honeybees at the landscape level. *EFSA Journal*, 13 (6): 4125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.4125

Efsa Panel on Plant Protection Products and their Residues; Aagaard, A.; Brock, T.; Capri, E.; Duquesne, S.; Filipic, M.; Hernandez-Jerez, A.F.; Hirsch-Ernst, K.I.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Liess, M.; Mantovani, A.; Ockleford, C.; Ossendorp, B.; Pickford, D.; Smith, R.; Sousa, P.; Sundh, I.; Tiktak, A.; Van Der Linden, T., 2015. Scientific Opinion addressing the state of the science on risk assessment of plant protection products for non-target arthropods. *EFSA Journal*, 13 (2): 212 p. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2015.3996

Efsa Scientific Committee; More, S.; Bampidis, V.; Benford, D.; Bragard, C.; Halldorsson, T.; Hernandez-Jerez, A.; Bennekou, S.H.; Koutsoumanis, K.; Machera, K.; Naegeli, H.; Nielsen, S.S.; Schlatter, J.; Schrenk, D.; Silano, V.; Turck, D.; Younes, M.; Arnold, G.; Dorne, J.L.; Maggiore, A.; Pagani, S.; Szentes, C.; Terry, S.; Tosi, S.; Vrbos, D.; Zamariola, G.; Rortais, A., 2021. A systems-based approach to the environmental risk assessment of multiple stressors in honey bees. *EFSA Journal*, 19 (5): 75, e06607. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2021.6607

Eijsackers, H.; Beneke, P.; Maboeta, M.; Louw, J.P.E.; Reinecke, A.J., 2005. The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (1): 99-111. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017

El Hadri, H.; Chery, P.; Jalabert, S.; Lee, A.; Potin-Gautier, M.; Lespes, G., 2012. Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases. *Science of the Total Environment*, 441: 239-247. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.070

Elsayed, O.F.; Maillard, E.; Vuilleumier, S.; Millet, M.; Imfeld, G., 2015. Degradation of chloroacetanilide herbicides and bacterial community composition in lab-scale wetlands. *Science of the Total Environment*, 520: 222-231. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.061

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Scientific Reports*, 7. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2019. A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science*, 365 (6458): 1177-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw9419

Espel, D.; Diepens, N.J.; Boutron, O.; Buffan-Dubau, E.; Cherain, Y.; Coulet, E.; Grillas, P.; Probst, A.; Silvestre, J.; Elger, A., 2019. Dynamics of the seagrass Zostera noltei in a shallow Mediterranean lagoon exposed to chemical contamination and other stressors. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 222: 1-12. https://doi.org/ 10.1016/j.ecss.2019.03.019

Espin, S.; Garcia-Fernandez, A.; Herzke, D.; Shore, R.F.; van Hattum, B.; Martinez-Lopez, E.; Coeurdassier, M.; Eulaers, I.; Fritsch, C.; Gomez-Ramirez, P.; Jaspers, V.L.B.; Krone, O.; Duke, G.; Helander, B.; Mateo, R.; Movalli, P.; Sonne, C.; van den Brink, N.W., 2016. Tracking pan-continental trends in environmental contamination using sentinel raptors-what types of samples should we use? *Ecotoxicology*, 25 (4): 777-801. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1636-8

European Chemicals Agency, E.; Efsa, 2018. Guidance for the identification of endocrine disruptors in the context of Regulations (EU) No 528/2012 and (EC) No 1107/2009. *EFSA Journal*, 16 (6): 168. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5311

European Commission Directorate-General for Research and Innovation, 2018. *EU authorisation processes of plant protection products*. Brussels: European commission, Scientific Advice Mechanism (SAM), 72 p. http://dx.doi.org/10.2777/238919

European Food Safety Authority, 2009. Risk Assessment for Birds and Mammals. *EFSA Journal*, 7 (12): 1438. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2009.1438

European Food Safety Authority, 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *EFSA Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

Faber, J.H.; Marshall, S.; Van den Brink, P.J.; Maltby, L., 2019. Priorities and opportunities in the application of the ecosystem services concept in risk assessment for chemicals in the environment. *Science of the Total Environment*, 651: 1067-1077. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.209

Faber, J.H.; van Wensem, J., 2012. Elaborations on the use of the ecosystem services concept for application in ecological risk assessment for soils. *Science of the Total Environment*, 415: 3-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.059

Feckler, A.; Goedkoop, W.; Konschak, M.; Bundschuh, R.; Kenngott, K.G.J.; Schulz, R.; Zubrod, J.P.; Bundschuh, M., 2018. History matters: Heterotrophic microbial community structure and function adapt to multiple stressors. *Global Change Biology*, 24 (2): E402-E415. http://dx.doi.org/10.1111/gcb.13859

Felisbino, K.; Santos, R.; Piancini, L.D.S.; Cestari, M.M.; Leme, D.M., 2018. Mesotrione herbicide does not cause genotoxicity, but modulates the genotoxic effects of Atrazine when assessed in mixture using a plant test system (Allium cepa). *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 150: 83-88. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2018.07.009

Fenner, K.; Canonica, S.; Wackett, L.P.; Elsner, M., 2013. Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities. *Science*, 341 (6147): 752-758. http://dx.doi.org/10.1126/science.1236281

Fernandez-de-Simon, J.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Fourel, I.; Giraudoux, P., 2019. Do bromadiolone treatments to control grassland water voles (Arvicola scherman) affect small mustelid abundance? *Pest Management Science*, 75 (4): 900-907. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5194

Fernandez, D.; Voss, K.; Bundschuh, M.; Zubrod, J.P.; Schafer, R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of the Total Environment*, 533: 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Fessler, L.; Fulcher, A.; Lockwood, D.; Wright, W.; Zhu, H.P., 2020. Advancing Sustainability in Tree Crop Pest Management: Refining Spray Application Rate with a Laser-guided Variable-rate Sprayer in Apple Orchards. *Hortscience*, 55 (9): 1522-1530. http://dx.doi.org/10.21273/Hortsci15056-20

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Field, C.B.; Behrenfeld, M.J.; Randerson, J.T.; Falkowski, P., 1998. Primary production of the biosphere: Integrating terrestrial and oceanic components. *Science*, 281 (5374): 237-240. http://dx.doi.org/10.1126/science.281.5374.237

FOCUS, 2000. *FOCUS Groundwater scenarios in the EU review of active substances. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000 rev.2*, 202 pp.

FOCUS, 2001. *FOCUS Surface Water Scenarios in the EU Evaluation Process under 91/414/EEC. Report of the FOCUS Working Group on Surface Water Scenarios, EC Document Reference SANCO/4802/2001-rev.2*, 245 pp.

FOCUS, 2008. *FOCUS Pesticides in Air: Considerations for Exposure Assessment*: FOCUS Working Group, FOCUS AIR, (SANCO/10553/2006 Rev 2), 327.

Forbes, V.E.; Brain, R.; Edwards, D.; Galic, N.; Hall, T.; Honegger, J.; Meyer, C.; Moore, D.R.J.; Nacci, D.; Pastorok, R.; Preuss, T.G.; Railsback, S.F.; Salice, C.; Sibly, R.M.; Tenhumberg, B.; Thorbek, P.; Wang, M., 2015. Assessing Pesticide Risks to Threatened and Endangered Species Using Population Models: Findings and Recommendations from a CropLife America Science Forum. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 11 (3): 348-354. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1628

Forbes, V.E.; Calow, P., 2013. Use of the ecosystem services concept in ecological risk assessment of chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 9 (2): 269-275. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1368

Forbes, V.E.; Calow, P.; Sibly, R.M., 2001. Are current species extrapolation models a good basis for ecological risk assessment? *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20 (2): 442-447. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620200227

Ford, A.T.; Agerstrand, M.; Brooks, B.W.; Allen, J.; Bertram, M.G.; Brodin, T.; Dang, Z.C.; Duquesne, S.; Sahm, R.; Hoffmann, F.; Hollert, H.; Jacob, S.; Kluver, N.; Lazorchak, J.M.; Ledesma, M.; Melvin, S.D.; Mohr, S.; Padilla, S.; Pyle, G.G.; Scholz, S.; Saaristo, M.; Smit, E.; Steevens, J.A.; van den Berg, S.; Kloas, W.; Wong, B.B.M.; Ziegler, M.; Maack, G., 2021. The Role of Behavioral Ecotoxicology in Environmental Protection. *Environmental Science & Technology*, 55 (9): 5620-5628. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c06493

Freeman, J.C.; Smith, L.B.; Silva, J.J.; Fan, Y.J.; Sun, H.N.; Scott, J.G., 2021. Fitness studies of insecticide resistant strains: lessons learned and future directions. *Pest Management Science*, 77 (9): 3847-3856. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6306

Fremlin, K.M.; Elliott, J.E.; Green, D.J.; Drouillard, K.G.; Harner, T.; Eng, A.; Gobas, F., 2020. Trophic magnification of legacy persistent organic pollutants in an urban terrestrial food web. *Science of the Total Environment*, 714: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136746

Gagnaire, B.; Gay, M.; Huvet, A.; Daniel, J.Y.; Saulnier, D.; Renault, T., 2007. Combination of a pesticide exposure and a bacterial challenge: In vivo effects on immune response of Pacific oyster, Crassostrea gigas (Thunberg). *Aquatic Toxicology*, 84 (1): 92-102. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.06.002

Galic, N.; Schmolke, A.; Forbes, V.; Baveco, H.; van den Brink, P.J., 2012. The role of ecological models in linking ecological risk assessment to ecosystem services in agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 415: 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.065

Gallai, N.; Salles, J.M.; Settele, J.; Vaissiere, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68 (3): 810-821. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014

Galon, L.; Bragagnolo, L.; Korf, E.P.; dos Santos, J.B.; Barroso, G.M.; Ribeiro, V.H.V., 2021. Mobility and environmental monitoring of pesticides in the atmosphere - a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (25): 32236-32255. https://doi.org/10.1007/s11356-021-14258-x

Gan, J.; Lee, S.J.; Liu, W.P.; Haver, D.L.; Kabashima, J.N., 2005. Distribution and persistence of pyrethroids in runoff sediments. *Journal of Environmental Quality*, 34 (3): 836-841. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2004.0240

Garcera, C.; Molto, E.; Chueca, P., 2017. Spray pesticide applications in Mediterranean citrus orchards: Canopy deposition and off-target losses. *Science of the Total Environment*, 599: 1344-1362. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv2017.05.029

Garcia-Fernandez, A.J.; Calvo, J.F.; Martinez-Lopez, E.; Maria-Mojica, P.; Martinez, J.E., 2008. Raptor ecotoxicology in Spain: A review on persistent environmental contaminants. *Ambio*, 37 (6): 432-439. http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2008)37[432:reisar]2.0.co;2

Garcia, L.; Bedos, C.; Genermont, S.; Benoit, P.; Barriuso, E.; Cellier, P., 2014. Modeling Pesticide Volatilization: Testing the Additional Effect of Gaseous Adsorption on Soil Solid Surfaces. *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 4991-4998. http://dx.doi.org/10.1021/es5000879

Gardestrom, J.; Ermold, M.; Goedkoop, W.; McKie, B.G., 2016. Disturbance history influences stressor impacts: effects of a fungicide and nutrients on microbial diversity and litter decomposition. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2171-2184. http://dx.doi.org/10.1111/fwb.12698

Gehen, S.; Corvaro, M.; Jones, J.; Ma, M.M.; Yang, Q., 2019. Challenges and Opportunities in the Global Regulation of Crop Protection Products. *Organic Process Research & Development*, 23 (10): 2225-2233. http://dx.doi.org/10.1021/acs.oprd.9b00284

Geiger, F.; Bengtsson, J.; Berendse, F.; Weisser, W.W.; Emmerson, M.; Morales, M.B.; Ceryngier, P.; Liira, J.; Tscharntke, T.; Winqvist, C.; Eggers, S.; Bommarco, R.; Part, T.; Bretagnolle, V.; Plantegenest, M.; Clement, L.W.; Dennis, C.; Palmer, C.; Onate, J.J.; Guerrero, I.; Hawro, V.; Aavik, T.; Thies, C.; Flohre, A.; Hanke, S.; Fischer, C.; Goedhart, P.W.; Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology*, 11 (2): 97-105. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001

Gendron, A.D.; Marcogliese, D.J.; Barbeau, S.; Christin, M.S.; Brousseau, P.; Ruby, S.; Cyr, D.; Fournier, M., 2003. Exposure of leopard frogs to a pesticide mixture affects life history characteristics of the lungworm Rhabdias ranae. *Oecologia*, 135 (3): 469-476. http://dx.doi.org/10.1007/s00442-003-1210-y

Gene, S.M.; Hoekstra, P.F.; Hannam, C.; White, M.; Truman, C.; Hanson, M.L.; Prosser, R.S., 2019. The role of vegetated buffers in agriculture and their regulation across Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 243: 12-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.05.003

Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 103-118. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Giuliano, D.; Cardarelli, E.; Bogliani, G., 2018. Grass management intensity affects butterfly and orthopteran diversity on rice field banks. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 267: 147-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.019

Gobas, F.; Burkhard, L.P.; Doucette, W.J.; Sappington, K.G.; Verbruggen, E.M.J.; Hope, B.K.; Bonnell, M.A.; Arnot, J.A.; Tarazona, J.V., 2016. Review of Existing Terrestrial Bioaccumulation Models and Terrestrial Bioaccumulation Modeling Needs for Organic Chemicals. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 12 (1): 123-134. http://dx.doi.org/10.1002/ieam.1690

Gonzalez-Fernandez, E.; Pina-Rey, A.; Fernandez-Gonzalez, M.; Aira, M.J.; Rodriguez-Rajo, F.J., 2020. Identification and evaluation of the main risk periods ofBotrytis cinereainfection on grapevine based on phenology, weather conditions and airborne conidia. *Journal of Agricultural Science*, 158 (1-2): 88-98. http://dx.doi.org/10.1017/S0021859620000362

Gonzalez-Gaya, B.; Lopez-Herguedas, N.; Bilbao, D.; Mijangos, L.; Iker, A.M.; Etxebarria, N.; Irazola, M.; Prieto, A.; Olivares, M.; Zuloaga, O., 2021. Suspect and non-target screening: the last frontier in environmental analysis. *Analytical Methods*, 13 (16): 1876-1904. https://doi.org/10.1039/d1ay00111f

Gonzalez, J.L.; Budzinski, H.; Tapie, N.; Munaron, D., 2009. *Projet PEPS Méditerranée (Pré-étude : Echantillonnage Passif pour la Surveillance de la contamination chimique)* Rapport Ifremer RST/DOP/DOP-DCN-BE/09-08., 90.

Goulson, D., 2013. REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 977-987. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Gramlich, A.; Stoll, S.; Stamm, C.; Walter, T.; Prasuhn, V., 2018. Effects of artificial land drainage on hydrology, nutrient and pesticide fluxes from agricultural fields - A review. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 266: 84-99. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.005

Graves, E.E.; Jelks, K.A.; Foley, J.E.; Filigenzi, M.S.; Poppenga, R.H.; Ernest, H.B.; Melnicoe, R.; Tell, L.A., 2019. Analysis of insecticide exposure in California hummingbirds using liquid chromatography-mass spectrometry. *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (15): 15458-15466. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-04903-x

Grimonprez, B.; Bouchema, I., 2021. Réintroduction des néonicotinoïdes dans l'environnement : la nécessité fait-elle loi ? *Droit de l'environnement*, n° 296, janvier p. 9.

Guasch, H.; Paulsson, M.; Sabater, S., 2002. Effect of copper on algal communities from oligotrophic calcareous streams. *Journal of Phycology*, 38 (2): 241-248. http://dx.doi.org/10.1046/j.1529-8817.2002.01114.x

Guiral, C.; Bedos, C.; Ruelle, B.; Basset-Mens, C.; Douzals, J.; Cellier, P.; Barriuso, E., 2016. *Les émissions de produits phytopharmaceutiques dans l'air. Facteurs d'émissions outils d'estimation des émissions évaluations environnementales et perspectives de recherche. Rapport final projet de recherche Inra-Ademe*. Angers: Ademe, 47 p.

Guitart, R.; Sachana, M.; Caloni, F.; Croubels, S.; Vandenbroucke, V.; Berny, P., 2010. Animal poisoning in Europe. Part 3: Wildlife. *Veterinary Journal*, 183 (3): 260-265. http://dx.doi.org/10.1016/j.tvjl.2009.03.033

Gustavson, K.; Petersen, S.; Pedersen, B.; Stuer-Lauridsen, F.; Pedersen, S.; Wangberg, S.A., 1999. Pollution-Induced Community Tolerance (PICT) in coastal phytoplankton communities exposure to copper. *Hydrobiologia*, 416: 125-138. http://dx.doi.org/10.1023/A:1003811419842

Habel, J.C.; Samways, M.J.; Schmitt, T., 2019. Mitigating the precipitous decline of terrestrial European insects: Requirements for a new strategy. *Biodiversity and Conservation*, 28 (6): 1343-1360. http://dx.doi.org/10.1007/s10531-019-01741-8

Hage-Ahmed, K.; Rosner, K.; Steinkellner, S., 2019. Arbuscular mycorrhizal fungi and their response to pesticides. *Pest Management Science*, 75 (3): 583-590. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5220

Haith, D.A., 2001. TurfPQ, a pesticide runoff model for turf. *Journal of Environmental Quality*, 30 (3): 1033-1039. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2001.3031033x

Hallmann, C.A.; Foppen, R.P.B.; van Turnhout, C.A.M.; de Kroon, H.; Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509): 341-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature13531

Hamlyn, O., 2015. Sustainability and the Failure of Ambition in European Pesticides Regulation. *Journal of Environmental Law*, 27 (3): 405-429. http://dx.doi.org/10.1093/jel/eqv021

Hamlyn, O., 2017. *Beyond rhetoric : Closing the gap betweenpolicy and practice in the EU'sregulation of risky technologies*. Doctor of Philosophy. University College, London.

Hardman, C.J.; Norris, K.; Nevard, T.D.; Hughes, B.; Potts, S.G., 2016. Delivery of floral resources and pollination services on farmland under three different wildlife-friendly schemes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 220: 142-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.015

Hart, J.D.; Milsom, T.P.; Fisher, G.; Wilkins, V.; Moreby, S.J.; Murray, A.W.A.; Robertson, P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance, arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 43 (1): 81-91. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01103.x

Hartz, K.H.E.; Weston, D.P.; Johanif, N.; Poynton, H.C.; Connon, R.E.; Lydy, M.J., 2021. Pyrethroid bioaccumulation in field-collected insecticide-resistant Hyalella azteca. *Ecotoxicology*, 30 (3): 514-523. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-021-02361-1

Hasenbein, S.; Peralta, J.; Lawler, S.P.; Connon, R.E., 2017. Environmentally relevant concentrations of herbicides impact non-target species at multiple sublethal endpoints. *Science of the Total Environment*, 607: 733-743. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.270

Hashimoto, K.; Eguchi, Y.; Oishi, H.; Tazunoki, Y.; Tokuda, M.; Sanchez-Bayo, F.; Goka, K.; Hayasaka, D., 2019. Effects of a herbicide on paddy predatory insects depend on their microhabitat use and an insecticide application. *Ecological Applications*, 29 (6): 11. http://dx.doi.org/10.1002/eap.1945

Hayes, T.B.; Falso, P.; Gallipeau, S.; Stice, M., 2010. The cause of global amphibian declines: a developmental endocrinologist's perspective. *Journal of Experimental Biology*, 213 (6): 921-933. http://dx.doi.org/10.1242/jeb.040865

Haynes, D.; Muller, J.; Carter, S., 2000. Pesticide and herbicide residues in sediments and seagrasses from the Great Barrier Reef world heritage area and Queensland coast. *Marine Pollution Bulletin*, 41 (7-12): 279-287. http://dx.doi.org/10.1016/s0025-326x(00)00097-7

Hendlin, Y.H.; Arcuri, A.; Lepenies, R.; Hüesker, F., 2020. Like oil and water: The politics of (not) assessing glyphosate concentrations in aquatic ecosystems. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 539-564. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.65

Henry, M.; Bertrand, C.; Le Feon, V.; Requier, F.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Bretagnolle, V.; Decourtye, A., 2014. Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent. *Nature Communications*, 5 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5359

Hernandez-Jerez, A.; Adriaanse, P.; Aldrich, A.; Berny, P.; Coja, T.; Duquesne, S.; Gimsing, A.L.; Marina, M.; Millet, M.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Tiktak, A.; Tzoulaki, I.; Widenfalk, A.; Wolterink, G.; Russo, D.; Streissl, F.; Topping, C.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Reidues, 2019. Scientific statement on the coverage of bats by the current pesticide risk assessment for birds and mammals. *EFSA Journal*, 17 (7): 81. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5758

Hevia, V.; Garcia-Llorente, M.; Martinez-Sastre, R.; Palomo, S.; Garcia, D.; Minarro, M.; Perez-Marcos, M.; Sanchez, J.A.; Gonzalez, J.A., 2021. Do farmers care about pollinators? A cross-site comparison of farmers' perceptions, knowledge, and management practices for pollinator-dependent crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 19 (1): 1-15. http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2020.1807892

Hollis, J.; Ramwell, C.T.; Holman, I.P.; Whelan, M.J., 2017. *HardSPEC: A first-tier model for estimating surface- and ground-water exposure resulting from herbicides applied to hard surfaces: updated technical guidance on model principles and application for version 1.4.3.2. Report to the Chemicals Regulation Division of the HSE*, 121 pp + 3 Appendices.

Holmstrup, M.; Bindesbol, A.M.; Oostingh, G.J.; Duschl, A.; Scheil, V.; Kohler, H.R.; Loureiro, S.; Soares, A.; Ferreira, A.L.G.; Kienle, C.; Gerhardt, A.; Laskowski, R.; Kramarz, P.E.; Bayley, M.; Svendsen, C.; Spurgeon, D.J., 2010. Interactions between effects of environmental chemicals and natural stressors: A review. *Science of the Total Environment*, 408 (18): 3746-3762. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.10.067

Holterman, H.J.; van de Zande, J.C.; Porskamp, H.A.J.; Huijsmans, J.F.M., 1997. Modelling spray drift from boom sprayers. *Computers and Electronics in Agriculture*, 19 (1): 1-22. http://dx.doi.org/10.1016/s0168-1699(97)00018-5

Holzschuh, A.; Steffan-Dewenter, I.; Kleijn, D.; Tscharntke, T., 2007. Diversity of flower-visiting bees in cereal fields: effects of farming system, landscape composition and regional context. *Journal of Applied Ecology*, 44 (1): 41-49. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01259.x

Houbraken, M.; Senaeve, D.; Davila, E.L.; Habimana, V.; De Cauwer, B.; Spanoghe, P., 2018. Formulation approaches to reduce post-application pesticide volatilisation from glass surfaces. *Science of the Total Environment*, 633: 728-737. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.186

Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M.; Tibi, A.; Aubry, C.; Augusto, L.; Barbier, R.; Benoit, P.; Brugère, H.; Caillaud, M.-A.; Casellas, M.; Chatelet, A.; Dabert, P.; de Mareschal, S.; Doussan, I.; Etrillard, C.; Fuchs, J.; Génermont, S.; Giamberini, L.; Hélias, A.; Jardé, E.; Le Perchec, S.; Lupton, S.; Marron, N.; Ménasseri, S.; Mollier, A.; Morel, C.; Mougin, C.; Nguyen, C.; Parnaudeau, V.; Patureau, D.; Pourcher, A.-M.; Rychen, G.; Savini, I.; Smolders, E.; Topp, E.; Vieublé, L.; Viguié, C., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire*

sur les sols à usage agricole ou forestier, impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Rapport d'expertise scientifique collective. Paris: INRA-CNRS-Irstea, 930 p.

Hulin, M.; Leroux, C.; Mathieu, A.; Gouzy, A.; Berthet, A.; Boivin, A.; Bonicelli, B.; Chubilleau, C.; Hulin, A.; Garziandia, E.L.; Mamy, L.; Millet, M.; Pernot, P.; Quivet, E.; Scelo, A.L.; Merlo, M.; Ruelle, B.; Bedos, C., 2021. Monitoring of pesticides in ambient air: Prioritization of substances. *Science of the Total Environment*, 753: 10. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.141722

Humann-Guilleminot, S.; Laurent, S.; Bize, P.; Roulin, A.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2021. Contamination by neonicotinoid insecticides in barn owls (Tyto alba) and Alpine swifts (Tachymarptis melba). *Science of the Total Environment*, 785: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147403

Hunn, J.G.; Macaulay, S.J.; Matthaei, C.D., 2019. Food Shortage Amplifies Negative Sublethal Impacts of Low-Level Exposure to the Neonicotinoid Insecticide Imidacloprid on Stream Mayfly Nymphs. *Water*, 11 (10): 18. http://dx.doi.org/10.3390/w11102142

Hvezdova, M.; Kosubova, P.; Kosikova, M.; Scherr, K.E.; Simek, Z.; Brodsky, L.; Sudoma, M.; Skulcova, L.; Sanka, M.; Svobodova, M.; Krkoskova, L.; Vasickova, J.; Neuwirthova, N.; Bielska, L.; Hofman, J., 2018. Currently and recently used pesticides in Central European arable soils. *Science of the Total Environment*, 613: 361-370. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.09.049

Imfeld, G.; Vuilleumier, S., 2012. Measuring the effects of pesticides on bacterial communities in soil: A critical review. *European Journal of Soil Biology*, 49: 22-30. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2011.11.010

IPBES; Díaz, S.; Settele, J.; Brondízio, E.S.; Ngo, H.T.; Guèze, M.; Agard, J.; Arneth, A.; Balvanera, P.; Brauman, K.A.; Butchart, S. H. M.; Chan, K.M.A.; Garibaldi, L.A.; Ichii, K.; Liu, J.; Subramanian, S.M.; Midgley, G.F.; Miloslavich, P.; Molnár, Z.; Obura, D.; Pfaff, A.; Polasky, S.; Purvis, A.; Razzaque, J.; Reyers, B.; Roy Chowdhury, R.; Shin, Y.J.; Visseren-Hamakers , I.J.; Willis, K.J.; Zayas, C.N., 2019. *Le rapport de l'évaluation mondiale de la biodiversité et des services écosystémiques - résumé à l'intention des décideurs*. Bonn, Germany: IPBES secretariat, 56 p. http://ipbes.net/system/files/2021-04/ipbes_8_3_nexus_assessment_fr.pdf.

ISO, 2005. Norme ISO 22866:2005. Matériel de protection des cultures — Mesurage de la dérive du jet au champ.

ISO (International Organisation for Standardization), 2014. Soil Quality: Effects of Pollutants on Earthworms Part 3: Guidance on the Determination of Effects in Field Situations. Geneva ISO. 13 p.

ISO (International Organisation for Standardization), 2019. Soil quality - Measurement of enzyme activity patterns in soil samples using fluorogenic substrates in micro-well plates. Geneva ISO. 13 p.

Ito, H.C.; Shiraishi, H.; Nakagawa, M.; Takamura, N., 2020. Combined impact of pesticides and other environmental stressors on animal diversity in irrigation ponds. *Plos One*, 15 (7): e0229052. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0229052

Ito, M.; Itou, K.; Ito, K., 2010. Are carabid beetles suitable biotic indicators of insecticide impact in potato fields? *Applied Entomology and Zoology*, 45 (3): 435-447. http://dx.doi.org/10.1303/aez.2010.435

Ittner, L.D.; Junghans, M.; Werner, I., 2018. Aquatic Fungi: A Disregarded Trophic Level in Ecological Risk Assessment of Organic Fungicides. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 18. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00105

Ivorra, L.; Cardoso, P.G.; Chan, S.K.; Cruzeiro, C.; Tagulao, K.A., 2021. Can mangroves work as an effective phytoremediation tool for pesticide contamination? An interlinked analysis between surface water, sediments and biota. *Journal of Cleaner Production*, 295. http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126334

Jabiol, J.; Artigas, J.; Bonnineau, C.; Chaumot, A.; Chauve, t.E.; François, A.; Guérold, F.; Le Dréau, M.; Legrand, C.; Margoum, C.; Martin-Laurent, F.; Mazzella, N.; Pesce, S.; Tardy, V.; Usseglio-Polatera, P.; Gouy, V., 2021. *Rapport final du projet Impact-CE : Développement et transfert aux opérationnels d'outils intégratifs de mesure chimique et biologique au sein des cours d'eau pour le suivi de l'impact des pratiques agricoles et de leur évolution. Ecophyto II*, 157.

Jackson, S.H.; Cowan-Ellsberry, C.E.; Thomas, G., 2009. Use of Quantitative Structural Analysis To Predict Fish Bioconcentration Factors for Pesticides. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 57 (3): 958-967. http://dx.doi.org/10.1021/jf803064z

Jacquot, M.; Coeurdassier, M.; Couval, G.; Renaude, R.; Pleydell, D.; Truchetet, D.; Raoul, F.; Giraudoux, P., 2013. Using long-term monitoring of red fox populations to assess changes in rodent control practices. *Journal of Applied Ecology*, 50 (6): 1406-1414. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12151

Jager, T., 2020. Revisiting simplified DEBtox models for analysing ecotoxicity data. *Ecological Modelling*, 416: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108904

Jansen, M.; Coors, A.; Stoks, R.; De Meester, L., 2011. Evolutionary ecotoxicology of pesticide resistance: a case study in Daphnia. *Ecotoxicology*, 20 (3): 543-551. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-011-0627-z

Janssen, R.; Skeff, W.; Werner, J.; Wirth, M.A.; Kreikemeyer, B.; Schulz-Bull, D.; Labrenz, M., 2019. A Glyphosate Pulse to Brackish Long-Term Microcosms Has a Greater Impact on the Microbial Diversity and Abundance of Planktonic Than of Biofilm Assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6: 17. http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00758

Jha, P.; Kumar, V.; Godara, R.K.; Chauhan, B.S., 2017. Weed management using crop competition in the United States: A review. *Crop Protection*, 95: 31-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2016.06.021

Johnson, R.M.; Dahlgren, L.; Siegfried, B.D.; Ellis, M.D., 2013. Acaricide, Fungicide and Drug Interactions in Honey Bees (Apis mellifera). *Plos One*, 8 (1): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0054092

Joly, P.; Bonnemoy, F.; Besse-Hoggan, P.; Perriere, F.; Crouzet, O.; Cheviron, N.; Mallet, C., 2015. Responses of Limagne "Clay/Organic Matter-Rich" Soil Microbial Communities to Realistic Formulated Herbicide Mixtures, Including S-Metolachlor, Mesotrione, and Nicosulfuron. *Water Air and Soil Pollution*, 226 (12): 15. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-015-2683-0

Jones, C.G.; Lawton, J.H.; Shachak, M., 1994. Organisms as ecosystem engineers. In: Samson, F.B.; Knopf, F.L., eds. *Ecosystem management*. New York: Springer, 130-147. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4612-4018-1_14

Jonker, M.J.; Svendsen, C.; Bedaux, J.J.M.; Bongers, M.; Kammenga, J.E., 2005. Significance testing of synergistic/antagonistic, dose level-dependent, or dose ratio-dependent effects in mixture dose-response analysis. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (10): 2701-2713. http://dx.doi.org/10.1897/04-431r.1

Jouzel, J.-N., 2019. *Pesticides, comment ignorer ce que l'on sait?* : Presses de Sciences Po, 261 p.

Juan, G.; Barataud, F.; Benoit, P.; Bouchet, L.; Carpentier, A.; Gouy, V.; Le Hénaff, G.; Voltz, M., 2018. *Référentiel sur les outils de la recherche pour réduire les pollutions de l'eau par les pesticides. Rapport final, convention INRA-AFB*, 180. https://aires-captages.fr/sites/default/files/document-sandre/referentiel_outils_pesticide_version_finale_230218.pdf

Kah, M.; Beulke, S.; Tiede, K.; Hofmann, T., 2013. Nanopesticides: State of Knowledge, Environmental Fate, and Exposure Modeling. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 43 (16): 1823-1867. http://dx.doi.org/10.1080/10643389.2012.671750

Kansiime, M.K.; Girling, R.D.; Mugambi, I.; Mulema, J.; Oduor, G.; Chacha, D.; Ouvrard, D.; Kinuthia, W.; Garratt, M.P.D., 2021. Rural livelihood diversity and its influence on the ecological intensification potential of smallholder farms in Kenya. *Food and Energy Security*, 10 (1): e254. http://dx.doi.org/10.1002/fes3.254

Karanasios, E.; Karpouzas, D.G.; Tsiropoulos, N.G., 2012. Key parameters and practices controlling pesticide degradation efficiency of biobed substrates. *Journal of Environmental Science and Health Part B-Pesticides Food Contaminants and Agricultural Wastes*, 47 (6): 589-598. http://dx.doi.org/10.1080/03601234.2012.665753

Karimi, B.; Masson, V.; Guilland, C.; Leroy, E.; Pellegrinelli, S.; Giboulot, E.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (3): 2013-2030. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x

Karlsson, S.; Arvidsson, T., 2015. *Volatilization and dry deposition of pesticides under Scandinavian climatic conditions–a three-year field study at Lövsta (central Sweden)*: Sveriges lantbruksuniversitet;Swedish University of Agricultural Sciences, (SLU, Vaten och miljö: Rapport 2015:3), 153 p. https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ckb/publikationer/ovriga-ivm-rapporter/ivm-report-2015_3-volatilization.pdf

Kattwinkel, M.; Kuhne, J.V.; Foit, K.; Liess, M., 2011. Climate change, agricultural insecticide exposure, and risk for freshwater communities. *Ecological Applications*, 21 (6): 2068-2081. http://dx.doi.org/10.1890/10-1993.1

Kattwinkel, M.; Liess, M.; Arena, M.; Bopp, S.; Streissl, F.; Rombke, J., 2015. Recovery of aquatic and terrestrial populations in the context of European pesticide risk assessment. *Environmental Reviews*, 23 (4): 382-394. http://dx.doi.org/10.1139/er-2015-0013

Kattwinkel, M.; Reichert, P.; Ruegg, J.; Liess, M.; Schuwirth, N., 2016. Modeling Macroinvertebrate Community Dynamics in Stream Mesocosms Contaminated with a Pesticide. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 3165-3173. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04068

Kaushik, M.S.; Kumar, A.; Abraham, G.; Dash, N.P.; Singh, P.K., 2019. Field evaluations of agrochemical toxicity to cyanobacteria in rice field ecosystem: a review. *Journal of Applied Phycology*, 31 (1): 471-489. http://dx.doi.org/10.1007/s10811-018-1559-2

Keck, F.; Blackman, R.C.; Bossart, R.; Brantschen, J.; Couton, M.; Hurlemann, S.; Kirschner, D.; Locher, N.; Zhang, H.; Altermatt, F., 2022. Meta-analysis shows both congruence and complementarity of DNA and eDNA metabarcoding to traditional methods for biological community assessment. *Molecular Ecology*, 31 (6): 1820-1835. http://dx.doi.org/10.1111/mec.16364

Kelly, B.C.; Ikonomou, M.G.; Blair, J.D.; Morin, A.E.; Gobas, F., 2007. Food web-specific biomagnification of persistent organic pollutants. *Science*, 317 (5835): 236-239. http://dx.doi.org/10.1126/science.1138275

Khorram, M.S.; Zhang, Q.; Lin, D.L.; Zheng, Y.; Fang, H.; Yu, Y.L., 2016. Biochar: A review of its impact on pesticide behavior in soil environments and its potential applications. *Journal of Environmental Sciences*, 44: 269-279.

Kiesecker, J.M., 2011. Global stressors and the global decline of amphibians: tipping the stress immunocompetency axis. *Ecological Research*, 26 (5): 897-908. http://dx.doi.org/10.1007/s11284-010-0702-6

Kjaer, C.; Bruus, M.; Bossi, R.; Lofstrom, P.; Andersen, H.V.; Nuyttens, D.; Larsen, S.E., 2014. Pesticide drift deposition in hedgerows from multiple spray swaths. *Journal of Pesticide Science*, 39 (1-2): 14-21. http://dx.doi.org/10.1584/jpestics.D12-045

Klaus, F.; Tscharntke, T.; Bischoff, G.; Grass, I., 2021. Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects - evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, 24 (4): 668-675. http://dx.doi.org/10.1111/ele.13683

Knabel, A.; Schulz, R., 2014. Response to Comment on "Fungicide Field Concentrations Exceed FOCUS Surface Water Predictions: Urgent Need of Model Improvement". *Environmental Science & Technology*, 48 (9): 5347-5348. http://dx.doi.org/10.1021/es501384n

Kobierska, F.; Koch, U.; Kasteel, R.; Stamm, C.; Prasuhn, V., 2020. Plant protection product losses via tile drainage: A conceptual model and mitigation measures. *Agrarforschung Schweiz*, 11 (6): 115-123. http://dx.doi.org/10.34776/afs11-115

Koch, U.T.; Luder, W.; Andrick, U.; Staten, R.T.; Carde, R.T., 2009. Measurement by electroantennogram of airborne pheromone in cotton treated for mating disruption of Pectinophora gossypiella following removal of pheromone dispensers. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 130 (1): 1-9. http://dx.doi.org/10.1111/j.1570-7458.2008.00798.x

Kohl, J.; Booij, K.; Kolnaar, R.; Ravensberg, W.J., 2019a. Ecological arguments to reconsider data requirements regarding the environmental fate of microbial biocontrol agents in the registration procedure in the European Union. *Biocontrol*, 64 (5): 469-487. http://dx.doi.org/10.1007/s10526-019-09964-y

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Kraus, J.M.; Kuivila, K.M.; Hladik, M.L.; Shook, N.; Mushet, D.M.; Dowdy, K.; Harrington, R., 2021a. Cross-Ecosystem Fluxes of Pesticides from Prairie Wetlands Mediated by Aquatic Insect Emergence: Implications for Terrestrial Insectivores. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (8): 2282-2296. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5111

Kristensen, E.; Penha-Lopes, G.; Delefosse, M.; Valdemarsen, T.; Quintana, C.O.; Banta, G.T., 2012. What is bioturbation? The need for a precise definition for fauna in aquatic sciences. *Marine Ecology Progress Series*, 446: 285-302. http://dx.doi.org/10.3354/meps09506

Kumar, S.; Nehra, M.; Dilbaghi, N.; Marrazza, G.; Hassan, A.A.; Kim, K.H., 2019. Nano-based smart pesticide formulations: Emerging opportunities for agriculture. *Journal of Controlled Release*, 294: 131-153. http://dx.doi.org/10.1016/j.jconrel.2018.12.012

Kumwimba, M.N.; Meng, F.G.; Iseyemi, O.; Moore, M.T.; Bo, Z.; Tao, W.; Liang, T.J.; Ilunga, L., 2018. Removal of non-point source pollutants from domestic sewage and agricultural runoff by vegetated drainage ditches (VDDs): Design, mechanism, management strategies, and future directions. *Science of the Total Environment*, 639: 742-759. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.184

Lambert, A.S.; Morin, S.; Artigas, J.; Volat, B.; Coquery, M.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Structural and functional recovery of microbial biofilms after a decrease in copper exposure: Influence of the presence of pristine communities. *Aquatic Toxicology*, 109: 118-126. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.12.006

Lambert, O.; Piroux, M.; Puyo, S.; Thorin, C.; L'Hostis, M.; Wiest, L.; Bulete, A.; Delbac, F.; Pouliquen, H., 2013. Widespread Occurrence of Chemical Residues in Beehive Matrices from Apiaries Located in Different Landscapes of Western France. *Plos One*, 8 (6): 12. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0067007

Lambert, O.; Pouliquen, H.; Clergeau, P., 2005. Impact of cholinesterase-inhibitor insecticides on non-target wildlife : a review of studies relative to terrestrial vertebrates. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 60 (1): 3-20.

Lammoglia, S.K.; Moeys, J.; Barriuso, E.; Larsbo, M.; Marin-Benito, J.M.; Justes, E.; Alletto, L.; Ubertosi, M.; Nicolardot, B.; Munier-Jolain, N.; Mamy, L., 2017. Sequential use of the STICS crop model and of the MACRO pesticide fate model to simulate pesticides leaching in cropping systems. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 6895-6909. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6842-7

Lamy, I.; Fabure, J.; Mougin, C.; Coutellec, M.A.; Morin, S.; Denaix, L.; Martin-Laurent, F., 2022. Aquatic and terrestrial ecotoxicology considering the soil:water continuum in the Anthropocene context. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (20): 29221-29225. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-18855-2

Larras, F.; Billoir, E.; Baillard, V.; Siberchicot, A.; Scholz, S.; Wubet, T.; Tarkka, M.; Schmitt-Jansen, M.; Delignette-Muller, M.L., 2018. DRomics: A Turnkey Tool to Support the Use of the Dose-Response Framework for Omics Data in Ecological Risk Assessment. *Environmental Science & Technology*, 52 (24): 14461-14468. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.8b04752

Larras, F.; Charles, S.; Chaumot, A.; Pelosi, C.; M., L.G.; Mamy, L.; Beaudouin, R., 2022. A critical review of modelling approaches for ecological risk assessment of pesticides. *Environmental Science and Pollution Research*. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-022-19111-3

Larras, F.; Rimet, F.; Gregorio, V.; Berard, A.; Leboulanger, C.; Montuelle, B.; Bouchez, A., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT) as a tool for monitoring Lake Geneva long-term in situ ecotoxic restoration from herbicide contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4301-4311. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5302-0

Lavarde, P.; Dahan, M.; Berthaud, C.; Carotti, S.; Assemat, B.; Ferras, B.; Aprikian, T.; Saïe, M., 2020. *La santé-environnement : recherche, expertises et décisions publiques*. Paris: Gouvernement, (CGEDD n°013312-01, IGAS, n°2020-051, IGF n°2020-M-024-03, IGESR n°2020-167, CGAAER n°20056), 486 p. https://www.igas.gouv.fr/IMG/pdf/rapport_conjoint_sante_environnement_sans_signature.pdf

Lavoie, I.; Lavoie, M.; Fortin, C., 2012. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of the Total Environment*, 425: 231-241. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057

Lazarus, B.E.; Germino, M.J.; Decocq, G., 2021. A chemical and bio-herbicide mixture increased exotic invaders, both targeted and non-targeted, across a diversely invaded landscape after fire. *Applied Vegetation Science*, 24 (2): e12574. http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12574

Le Cor, F.; Slaby, S.; Dufour, V.; Iuretig, A.; Feidt, C.; Dauchy, X.; Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788: 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Le Dreau, M.; Chaumot, A.; Foulquier, A.; Francois, A.; Olivier, G.; Margoum, C.; Pesce, S.; Martin, C.; Mazzella, N.; Gouy, V., 2015. *Mise en application et évaluation d'outils intégratifs chimiques et biologiques pour mesurer l'impact des produits phytosanitaires sur les cours d'eau*: irstea, 111 p. https://hal.inrae.fr/hal-02602398

Le Du-Carree, J.; Saliou, F.; Cachot, J.; Morin, T.; Danion, M., 2021. Developmental effect of parental or direct chronic exposure to environmental concentration of glyphosate on the larvae of rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. *Aquatic Toxicology*, 237: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105894

Lee, J.C.; Menalled, F.B.; Landis, D.A., 2001. Refuge habitats modify impact of insecticide disturbance on carabid beetle communities. *Journal of Applied Ecology*, 38 (2): 472-483. http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00602.x

Lemieux, J.; Vézina, A., 2014. *Aménagement de brise-vent pour réduire la dérive de pesticides lors de l'utilisation de pulvérisateurs à jet porté*, (ISBN : 978-2-550-83858-6), 16. https://www.environnement.gouv.qc.ca/pesticides/permis/code-gestion/guide-brise-vent.pdf

Lennon, R.J.; Isaac, N.J.B.; Shore, R.F.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Pereira, M.G.; Arnold, K.E.; Garthwaite, D.; Brown, C.D., 2019. Using long-term datasets to assess the impacts of dietary exposure to neonicotinoids on farmland bird populations in England. *Plos One*, 14 (10). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0223093

Lennon, R.J.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Arnold, K.E.; Brown, C.D., 2020. High prevalence of the neonicotinoid clothianidin in liver and plasma samples collected from gamebirds during autumn sowing. *Science of the Total Environment*, 742: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140493

Lewis, S.E.; Brodie, J.E.; Bainbridge, Z.T.; Rohde, K.W.; Davis, A.M.; Masters, B.L.; Maughan, M.; Devlin, M.J.; Mueller, J.F.; Schaffelke, B., 2009. Herbicides: A new threat to the Great Barrier Reef. *Environmental Pollution*, 157 (8-9): 2470-2484. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.006

Lichiheb, N.; Personne, E.; Bedos, C.; Van den Berg, F.; Barriuso, E., 2016. Implementation of the effects of physicochemical properties on the foliar penetration of pesticides and its potential for estimating pesticide volatilization from plants. *Science of the Total Environment*, 550: 1022-1031. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.058

Liess, M., 2002. Population response to toxicants is altered by intraspecific interaction. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (1): 138-142. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620210120

Liess, M.; Liebmann, L.; Vormeier, P.; Weisner, O.; Altenburger, R.; Borchardt, D.; Brack, W.; Chatzinotas, A.; Escher, B.; Foit, K.; Gunold, R.; Henz, S.; Hitzfeld, K.L.; Schmitt-Jansen, M.; Kamjunke, N.; Kaske, O.; Knillmann, S.; Krauss, M.; Kuster, E.; Link, M.; Luck, M.; Moder, M.; Muller, A.; Paschke, A.; Schafer, R.B.; Schneeweiss, A.; Schreiner, V.C.; Schulze, T.; Schuurmann, G.; von Tumpling, W.; Weitere, M.; Wogram, J.; Reemtsma, T., 2021. Pesticides are the dominant stressors for vulnerable insects in lowland streams. *Water Research*, 201: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2021.117262

Liess, M.; von der Ohe, P.C., 2005. Analyzing effects of pesticides on invertebrate communities in streams. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24 (4): 954-965. http://dx.doi.org/10.1897/03-652.1

Lips, S.; Larras, F.; Schmitt-Jansen, M., 2022. Community metabolomics provides insights into mechanisms of pollution-induced community tolerance of periphyton. *Science of the Total Environment*, 824: 153777. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.153777

Liu, J.; Liang, Y.S.; Hu, T.; Zeng, H.; Gao, R.; Wang, L.; Xiao, Y.H., 2021. Environmental fate of Bt proteins in soil: Transport, adsorption/desorption and degradation. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112805

Liu, T.X.; Irungu, R.W.; Dean, D.A.; Harris, M.K., 2013. Impacts of spinosad and lambda-cyhalothrin on spider communities in cabbage fields in south Texas. *Ecotoxicology*, 22 (3): 528-537. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1045-1

Lopez-Antia, A.; Feliu, J.; Camarero, P.R.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mateo, R., 2016. Risk assessment of pesticide seed treatment for farmland birds using refined field data. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1373-1381. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12668

Lopez-Pineiro, A.; Pena, D.; Albarran, A.; Sanchez-Llerena, J.; Rato-Nunes, J.M.; Rozas, M.A., 2017. Behaviour of bentazon as influenced by water and tillage management in rice-growing conditions. *Pest Management Science*, 73 (6): 1067-1075. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4546

Lu, T.; Xu, N.H.; Zhang, Q.; Zhang, Z.Y.; Debognies, A.; Zhou, Z.G.; Sun, L.W.; Qian, H.F., 2020. Understanding the influence of glyphosate on the structure and function of freshwater microbial community in a microcosm. *Environmental Pollution*, 260: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114012

Lv, T.; Zhang, Y.; Carvalho, P.N.; Zhang, L.; Button, M.; Arias, C.A.; Weber, K.P.; Brix, H., 2017. Microbial community metabolic function in constructed wetland mesocosms treating the pesticides imazalil and tebuconazole. *Ecological Engineering*, 98: 378-387. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.004

Maas, B.; Clough, Y.; Tscharntke, T., 2013. Bats and birds increase crop yield in tropical agroforestry landscapes. *Ecology Letters*, 16 (12): 1480-1487. http://dx.doi.org/10.1111/ele.12194

Macfadyen, S.; Zalucki, M.P., 2012. Assessing the short-term impact of an insecticide (Deltamethrin) on predator and herbivore abundance in soybean Glycine max using a replicated small-plot field experiment. *Insect Science*, 19 (1): 112-120. http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7917.2011.01410.x

Magbanua, F.S.; Townsend, C.R.; Hageman, K.J.; Lange, K.; Lear, G.; Lewis, G.D.; Matthaei, C.D., 2013. Understanding the combined influence of fine sediment and glyphosate herbicide on stream periphyton communities. *Water Research*, 47 (14): 5110-5120. http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.046

Mahamoud-Ahmed, A.; Lyautey, E.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Pesce, S., 2018. Environmental Concentrations of Copper, Alone or in Mixture With Arsenic, Can Impact River Sediment Microbial Community Structure and Functions. *Frontiers in Microbiology*, 9: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01852

Mahamoud-Ahmed, A.; Tardy, V.; Bonnineau, C.; Billard, P.; Pesce, S.; Lyautey, E., 2020. Changes in sediment microbial diversity following chronic copper-exposure induce community copper-tolerance without increasing sensitivity to arsenic. *Journal of Hazardous Materials*, 391: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122197

Major, K.M.; Weston, D.P.; Lydy, M.J.; Wellborn, G.A.; Poynton, H.C., 2018. Unintentional exposure to terrestrial pesticides drives widespread and predictable evolution of resistance in freshwater crustaceans. *Evolutionary Applications*, 11 (5): 748-761. http://dx.doi.org/10.1111/eva.12584

Malezieux, E., 2012. Designing cropping systems from nature. *Agronomy for Sustainable Development*, 32 (1): 15-29. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-011-0027-z

Maltby, L., 2013. Ecosystem services and the protection, restoration, and management of ecosystems exposed to chemical stressors. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 32 (5): 974-983. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2212

Maltby, L.; van den Brink, P.J.; Faber, J.H.; Marshall, S., 2018. Advantages and challenges associated with implementing an ecosystem services approach to ecological risk assessment for chemicals. *Science of the Total Environment*, 621: 1342-1351. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.094

Malyan, S.K.; Yadav, S.; Sonkar, V.; Goyal, V.C.; Singh, O.; Singh, R., 2021. Mechanistic understanding of the pollutant removal and transformation processes in the constructed wetland system. *Water Environment Research*. http://dx.doi.org/10.1002/wer.1599

Mamy, L.; Barriuso, E., 2022. Les substances naturelles : une alternative aux pesticides de synthèse. *L'Actualité Chimique*, 470: 9-14.

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2016. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154: 425-433. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.104

Manhani, G.G.; Teixeira, M.M.; Fernandes, H.C.; Zolnier, S.; Sasaki, R.S., 2013. Developing a system to control the air flow of a pneumatic sprayer. *Bioscience Journal*, 29 (3): 667-675.

Mann, R.M.; Hyne, R.V.; Choung, C.B.; Wilson, S.P., 2009. Amphibians and agricultural chemicals: Review of the risks in a complex environment. *Environmental Pollution*, 157 (11): 2903-2927. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.05.015

Marileo, L.G.; Jorquera, M.A.; Hernandez, M.; Briceno, G.; Mora, M.D.; Demanet, R.; Palma, G., 2016. Changes in bacterial communities by post-emergent herbicides in an Andisol fertilized with urea as revealed by DGGE. *Applied Soil Ecology*, 101: 141-151. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2016.02.003

Marin-Benito, J.M.; Pot, V.; Alletto, L.; Mamy, L.; Bedos, C.; Barriuso, E.; Benoit, P., 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of the Total Environment*, 499: 533-545. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.143

Marliac, G.; Mazzia, C.; Pasquet, A.; Cornic, J.F.; Hedde, M.; Capowiez, Y., 2016. Management diversity within organic production influences epigeal spider communities in apple orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 73-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.026

Martin, A., 2016. La production des savoirs sur les pesticides dans la règlementation européenne. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, Hors-série 27. http://dx.doi.org/10.4000/vertigo.17878

Martin, A., 2020. The OECD's rules and standards for the testing and assessment of chemicals. In: Dolowitz, D.; Hadjiisky, M.; Normand, R., eds. *Shaping Policy Agendas: The Micro-Politics of Economic International Organizations*. Edward Elgar Publishing Chapter 7, 116-136. http://dx.doi.org/10.4337/9781788976992.00013

Martinez, J.G.; Paran, G.P.; Rizon, R.; De Meester, N.; Moens, T., 2016. Copper effects on soil nematodes and their possible impact on leaf litter decomposition: A microcosm approach. *European Journal of Soil Biology*, 73: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.004

Martinou, A.F.; Seraphides, N.; Stavrinides, M.C., 2014. Lethal and behavioral effects of pesticides on the insect predator Macrolophus pygmaeus. *Chemosphere*, 96: 167-173. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.10.024

Marty-Chastan, C.; Rance, E.; Guériaux, D.; Tessier, R.; Delaunay, A.; Mir, C., 2017. *Utilisation des produits phytopharmaceutiques*. Paris: République française, (RAPPORT IGAS N°2017-124R / CGEDD N°011624-01 / CGAAER N°17096), 2 tomes (Rapport et Annexes), 121 p. https://www.igas.gouv.fr/IMG/pdf/2017-124R-Tome1-Rapport.pdf ; https://www.igas.gouv.fr/IMG/pdf/2017-124R-Tome2-Annexes.pdf

Martyniuk, C.J.; Mehinto, A.C.; Denslow, N.D., 2020. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 507: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2020.110764

Mason, R.; Tennekes, H.; Sánchez-Bayo, F.; Jepsen, P., 2013. Immune suppression by neonicotinoid insecticides at the root of global wildlife declines. *Journal of Environmental Immunology and Toxicology*, 1: 3-12. http://dx.doi.org/10.7178/jeit.1

Massieux, B.; Boivin, M.E.Y.; van den Ende, F.P.; Langenskiold, J.; Marvan, P.; Barranguet, C.; Admiraal, W.; Laanbroek, H.J.; Zwart, G., 2004. Analysis of structural and physiological profiles to assess the effects of Cu on biofilm microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (8): 4512-4521. http://dx.doi.org/10.1128/aem.70.8.4512-4521.2004

Masters, B.; Rohde, K.; Gurner, N.; Reid, D., 2013. Reducing the risk of herbicide runoff in sugarcane farming through controlled traffic and early-banded application. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 180: 29-39. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.001

Matamoros, V.; Caiola, N.; Rosales, V.; Hernandez, O.; Ibanez, C., 2020. The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation. *Ecological Engineering*, 156: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105971

Mateo-Tomas, P.; Olea, P.P.; Minguez, E.; Mateo, R.; Vinuela, J., 2020. Direct evidence of poison-driven widespread population decline in a wild vertebrate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 117 (28): 16418-16423. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1922355117

Mauffret, A.; Chiffoleau, J.F.; Burgeot, T.; Wessel, N.; Brun, M., 2018. *Evaluation du Descripteur 8 "Contaminants dans le Milieu" en France Métropolitaine. Rapport Scientifique pour l'évaluation 2018 au titre de la DCSMM* Rapport Ifremer RBE-BE / ODE-VIGIES, 280.

Mayer, M.; Duan, X.D.; Sunde, P.; Topping, C.J., 2020. European hares do not avoid newly pesticide-sprayed fields: Overspray as unnoticed pathway of pesticide exposure. *Science of the Total Environment*, 715. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136977

McDougall, R.; DiPaola, A.; Blaauw, B.; Nielsen, A.L., 2021. Managing orchard groundcover to reduce pollinator foraging post-bloom. *Pest Management Science*, 77 (7): 3554-3560. http://dx.doi.org/10.1002/ps.6409

Medo, J.; Hricakova, N.; Makova, J.; Medova, J.; Omelka, R.; Javorekova, S., 2020. Effects of sulfonylurea herbicides chlorsulfuron and sulfosulfuron on enzymatic activities and microbial communities in two agricultural soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41265-41278. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-10063-0

Megharaj, M.; Ramakrishnan, B.; Venkateswarlu, K.; Sethunathan, N.; Naidu, R., 2011. Bioremediation approaches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International*, 37 (8): 1362-1375. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2011.06.003

Mendez-Fernandez, P.; Kiszka, J.J.; Heithaus, M.R.; Beal, A.; Vandersarren, G.; Caurant, F.; Spitz, J.; Taniguchi, S.; Montone, R.C., 2018. From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 56-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.012

Meng, J.; Li, L.J.; Liu, H.T.; Li, Y.; Li, C.H.; Wu, G.L.; Yu, X.F.; Guo, L.Y.; Cheng, D.; Muminov, M.A.; Liang, X.T.; Jiang, G.M., 2016. Biodiversity management of organic orchard enhances both ecological and economic profitability. *Peerj*, 4: 22. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2137

Mensens, C.; De Laender, F.; Janssen, C.R.; Rivera, F.C.; Sabbe, K.; De Troch, M., 2018. Selective and context-dependent effects of chemical stress across trophic levels at the basis of marine food webs. *Ecological Applications*, 28 (5): 1342-1353. http://dx.doi.org/10.1002/eap.1737

Mesnage, R.; Benbrook, C.; Antoniou, M.N., 2019. Insight into the confusion over surfactant co-formulants in glyphosate-based herbicides. *Food and Chemical Toxicology*, 128: 137-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.fct.2019.03.053

Milenkovski, S.; Baath, E.; Lindgren, P.E.; Berglund, O., 2010. Toxicity of fungicides to natural bacterial communities in wetland water and sediment measured using leucine incorporation and potential denitrification. *Ecotoxicology*, 19 (2): 285-294. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0411-5

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Opportunities and Challenges for Business and Industry*. Washington, D: World Resources Institute, 29 p. https://www.millenniumassessment.org/documents/document.353.aspx.pdf

Millot, F.; Decors, A.; Mastain, O.; Quintaine, T.; Berny, P.; Vey, D.; Lasseur, R.; Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5469-5485. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Mineau, P., 2002. Estimating the probability of bird mortality from pesticide sprays on the basis of the field study record. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 21 (7): 1497-1506. http://dx.doi.org/10.1897/1551-5028(2002)021<1497:etpobm>2.0.co;2

Mineau, P.; Callaghan, C., 2018. *Neonicotinoid insecticides and bats: an assessment of the direct and indirect risks*. Ontario, Canada: Canadian Wildlife Federation, 83 p.

Mineau, P.; Harding, K.M.; Whiteside, M.; Fletcher, M.R.; Garthwaite, D.; Knopper, L.D., 2008. Using reports of bee mortality in the field to calibrate laboratory-derived pesticide risk indices. *Environmental Entomology*, 37 (2): 546-554. http://dx.doi.org/10.1603/0046-225x(2008)37[546:urobmi]2.0.co;2

Ministère de la transition écologique et solidaire, 2018. Avis du 30 août 2018 relatif à la liste des procédés de traitement des effluents phytopharmaceutiques, reconnus comme efficaces par le MTES (DGPR/SRSEDPD). *BO MTES – MCT no 2018/9 du 25 septembre 2018*. 95 p. https://www.bulletin-officiel.developpement-durable.gouv.fr/documents/Bulletinofficiel-0030426/met_20180009_0000_0022.pdf;jsessionid=6E916A22B2D12A59C43CBBE6EDE294DB

Misaki, T.; Yokomizo, H.; Tanaka, Y., 2019. Broad-scale effect of herbicides on functional properties in benthic invertebrate communities of rivers: An integrated analysis of biomonitoring and exposure evaluations. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171: 173-180. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.12.089

Mohring, N.; Ingold, K.; Kudsk, P.; Martin-Laurent, F.; Niggli, U.; Siegrist, M.; Studer, B.; Walter, A.; Finger, R., 2020. Pathways for advancing pesticide policies. *Nature Food*, 1 (9): 535-540. http://dx.doi.org/10.1038/s43016-020-00141-4

Moller, A.P., 2019. Parallel declines in abundance of insects and insectivorous birds in Denmark over 22 years. *Ecology and Evolution*, 9 (11): 6581-6587. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5236

Montanaro, G.; Xiloyannis, C.; Nuzzo, V.; Dichio, B., 2017. Orchard management, soil organic carbon and ecosystem services in Mediterranean fruit tree crops. *Scientia Horticulturae*, 217: 92-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.scienta.2017.01.012

More, S.; Mortensen, A.; Ricci, A.; Silano, V.; Knutsen, K.H.; Rychen, G.; Naegeli, H.; Turck, D.; Jeger, M.J.; Ockleford, C.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Hardy, A.; Noteborn, H.; Schlatter, J.R.; Solecki, R.; Efsa Scientific Committee, 2016. Recovery in environmental risk assessments at EFSA. *EFSA Journal*, 14 (2): 4313–4398. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2016.4313

Moreau, D.; Pointurier, O.; Nicolardot, B.; Villerd, J.; Colbach, N., 2020. In which cropping systems can residual weeds reduce nitrate leaching and soil erosion? *European Journal of Agronomy*, 119: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.eja.2020.126015

Morgado, R.G.; Gomes, P.A.D.; Ferreira, N.G.C.; Cardoso, D.N.; Santos, M.J.G.; Soares, A.; Loureiro, S., 2016. Toxicity interaction between chlorpyrifos, mancozeb and soil moisture to the terrestrial isopod Porcellionides pruinosus. *Chemosphere*, 144: 1845-1853. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.10.034

Morillo, E.; Villaverde, J., 2017. Advanced technologies for the remediation of pesticide-contaminated soils. *Science of the Total Environment*, 586: 576-597. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.020

Morin, S.; Corcoll, N.; Bonet, B.; Tlili, A.; Guasch, H., 2014. Diatom responses to zinc contamination along a Mediterranean river. *Plant Ecology and Evolution*, 147 (3): 325-332. http://dx.doi.org/10.5091/plecevo.2014.986

Morin, S.; Lambert, A.S.; Artigas, J.; Coquery, M.; Pesce, S., 2012. Diatom immigration drives biofilm recovery after chronic copper exposure. *Freshwater Biology*, 57 (8): 1658-1666. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02827.x

Morin, S.; Lambert, A.S.; Rodriguez, E.P.; Dabrin, A.; Coquery, M.; Pesce, S., 2017. Changes in copper toxicity towards diatom communities with experimental warming. *Journal of Hazardous Materials*, 334: 223-232. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.016

Morris, N.L.; Miller, P.C.H.; Orson, J.H.; Froud-Williams, R.J., 2010. The adoption of non-inversion tillage systems in the United Kingdom and the agronomic impact on soil, crops and the environment-A review. *Soil & Tillage Research*, 108 (1-2): 1-15. http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2010.03.004

Motta, E.V.S.; Mak, M.; De Jong, T.K.; Powell, J.E.; O'Donnell, A.; Suhr, K.J.; Riddington, I.M.; Moran, N.A., 2020. Oral or Topical Exposure to Glyphosate in Herbicide Formulation Impacts the Gut Microbiota and Survival Rates of Honey Bees. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (18): 21. http://dx.doi.org/10.1128/aem.01150-20

Motta, E.V.S.; Raymann, K.; Moran, N.A., 2018. Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115 (41): 10305-10310. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1803880115

Mottes, C.; Lesueur-Jannoyer, M.; Le Bail, M.; Malezieux, E., 2014. Pesticide transfer models in crop and watershed systems: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 229-250. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0176-3

Mougin, C.; Gouy, V.; Bretagnolle, V.; Berthou, J.; Andrieux, P.; Ansart, P.; Benoit, M.; Coeurdassier, M.; Comte, I.; Dages, C.; Denaix, L.; Dousset, S.; Ducreux, L.; Gaba, S.; Gilbert, D.; Imfeld, G.; Liger, L.; Molenat, J.; Payraudeau, S.; Samouelian, A.; Schott, C.; Tallec, G.; Vivien, E.; Voltz, M., 2018. RECOTOX, a French initiative in ecotoxicology-toxicology to monitor, understand and mitigate the ecotoxicological impacts of pollutants in socioagroecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (34): 33882-33894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2716-5

Moyo, C.; Harrington, K.C.; Ghanizadeh, H.; Kemp, P.D.; Eerens, J.P.J., 2016. Spectrophotometric technique for measuring herbicide deposition from wiper applicators. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 59 (4): 412-421. http://dx.doi.org/10.1080/00288233.2016.1229681

Muggelberg, L.L.; Hartz, K.E.H.; Nutile, S.A.; Harwood, A.D.; Heim, J.R.; Derby, A.P.; Weston, D.P.; Lydy, M.J., 2017. Do pyrethroid-resistant Hyalella azteca have greater bioaccumulation potential compared to non-resistant populations? Implications for bioaccumulation in fish. *Environmental Pollution*, 220: 375-382. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.09.073

Muller, B., 2021. Glyphosate-A love story. Ordinary thoughtlessness and response-ability in industrial farming. *Journal of Agrarian Change*, 21 (1): 160-179. http://dx.doi.org/10.1111/joac.12374

Muneret, L.; Thiery, D.; Joubard, B.; Rusch, A., 2018. Deployment of organic farming at a landscape scale maintains low pest infestation and high crop productivity levels in vineyards. *Journal of Applied Ecology*, 55 (3): 1516-1525. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13034

Munoz-Carpena, R.; Fox, G.A.; Ritter, A.; Perez-Ovilla, O.; Rodea-Palomares, I., 2018. Effect of vegetative filter strip pesticide residue degradation assumptions for environmental exposure assessments. *Science of the Total Environment*, 619: 977-987. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.093

Munschy, C.; Chouvelon, T.; Bely, N.; Pollono, C.; Mauffret, A.; Spitz, J., 2019. Legacy and emerging organohalogen compounds in deep-sea pelagic organisms from the bay of biscay (northeast atlantic). *Organohalogen Compounds*, 81: 108-111.

Muratet, A.; Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045

Murphy, R.J.; Tolhurst, T.J., 2009. Effects of experimental manipulation of algae and fauna on the properties of intertidal soft sediments. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 379 (1-2): 77-84. http://dx.doi.org/10.1016/j.jembe.2009.08.005

Nagy, K.; Duca, R.C.; Lovas, S.; Creta, M.; Scheepers, P.T.J.; Godderis, L.; Adam, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181: 19. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Nguyen, D.B.; Rose, M.T.; Rose, T.J.; Morris, S.G.; van Zwieten, L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 92: 50-57. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014

Nienstedt, K.M.; Brock, T.C.M.; van Wensem, J.; Montforts, M.; Hart, A.; Aagaard, A.; Alix, A.; Boesten, J.; Bopp, S.K.; Brown, C.; Capri, E.; Forbes, V.; Kopp, H.; Liess, M.; Luttik, R.; Maltby, L.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Hardy, A.R., 2012. Development of a framework based on an ecosystem services approach for deriving specific protection goals for environmental risk assessment of pesticides. *Science of the Total Environment*, 415: 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.05.057

Noyes, P.D.; Lema, S.C., 2015. Forecasting the impacts of chemical pollution and climate change interactions on the health of wildlife. *Current Zoology*, 61 (4): 669-689. http://dx.doi.org/10.1093/czoolo/61.4.669

Nuyttens, D.; Devarrewaere, W.; Verboven, P.; Foque, D., 2013. Pesticide-laden dust emission and drift from treated seeds during seed drilling: a review. *Pest Management Science*, 69 (5): 564-575. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3485

O'Shea, T.J.; Johnston, J.J., 2009. Environmental contaminants and bats: Investigating exposure and effects. *Ecological and behavioral methods for the study of bats*. Johns Hopkins University Press, 500-528. http://pubs.er.usgs.gov/publication/70194402

OCDE, 1984. *Test No. 207: Earthworm, Acute Toxicity Tests*. Paris: OCDE (*OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 "Effects on Biotic Systems"*), 9 p. https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264070042-en

OCDE, 1998. *Test No. 213: Honeybees, Acute Oral Toxicity Test*. Paris: OCDE (*OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 "Effects on Biotic Systems"*), 8 p. https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264070165-en

OCDE, 2006. *Test No. 208: Terrestrial Plant Test: Seedling Emergence and Seedling Growth Test*. Parid: OCDE (*OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2 "Effects on Biotic Systems"*), 21 p. https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264070066-en

OCDE, 2013. *Essai n°236 : Poisson, essai de toxicité aiguë au stade embryonnaire*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 22 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264203716-fr

OCDE, 2015. *Essai n°241 : Essai de croissance et de développement de larves d'amphibiens (LAGDA)* Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 42 p. http://dx.doi.org/110.1787/9789264242364-fr

OCDE, 2016. *Test No. 223: Avian Acute Oral Toxicity Test*. 28 p. https://www.oecd-ilibrary.org/content/publication/9789264264519-en

OCDE, 2018. *Revised Guidance Document 150 on Standardised Test Guidelines for Evaluating Chemicals for Endocrine Disruption*. Paris: OCDE (*Series on Testing and Assessment, n°150*), 689 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264304741-en

OCDE, 2019. *Essai n°203 : Poisson, essai de toxicité aiguë*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 26 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264069978-fr

OCDE, 2021. *Essai n°250: Détection sur des embryons de poisson-zèbre transgénique tg(cyp19a1b:GFP) des perturbateurs endocriniens agissant via les récepteurs des œstrogènes (essai EASZY)*. Paris: Editions OCDE (*Lignes directrices de l'OCDE pour les essais de produits chimiques, Section 2*), 50 p. http://dx.doi.org/10.1787/cf5871be-fr

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hernandez-Jerez, A.F.; Bennekou, S.H.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Aldrich, A.; Berg, C.; Ortiz-Santaliestra, M.; Weir, S.; Streissl, F.; Smith, R.H.; Efsa Panel Plant Protection Products and their Residues, 2018. Scientific Opinion on the state of the science on pesticide risk assessment for amphibians and reptiles. *EFSA Journal*, 16 (2): 301;;e05125. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5125

Ockleford, C.; Adriaanse, P.; Berny, P.; Brock, T.; Duquesne, S.; Grilli, S.; Hougaard, S.; Klein, M.; Kuhl, T.; Laskowski, R.; Machera, K.; Pelkonen, O.; Pieper, S.; Smith, R.; Stemmer, M.; Sundh, I.; Teodorovic, I.; Tiktak, A.; Topping, C.J.; Wolterink, G.; Bottai, M.; Halldorsson, T.; Hamey, P.; Rambourg, M.O.; Tzoulaki, I.; Marques, D.C.; Crivellente, F.; Deluyker, H.; Hernandez-Jerez, A.F.; Efsa Panel Plant Protection Prod R, 2017. Scientific Opinion of the PPR Panelon the follow-up of the findings of the External Scientific Report "Literature review of epidemiological studies linking exposure to pesticides and health effects'. *EFSA Journal*, 15 (10): 101. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2017.5007

Ogburn, E.C.; Heintz-Botz, A.S.; Talamas, E.J.; Walgenbach, J.F., 2021. Biological control of Halymorpha halys (Stal) (Hemiptera: Pentatomidae) in apple orchards versus corn fields and their adjacent woody habitats: High versus low pesticide-input agroecosystems. *Biological Control*, 152: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2020.104457

Olea, P.P.; Sanchez-Barbudo, I.S.; Vinuela, J.; Barja, I.; Mateo-Tomas, P.; Pineiro, A.; Mateo, R.; Purroy, F.J., 2009. Lack of scientific evidence and precautionary principle in massive release of rodenticides threatens biodiversity: old lessons need new reflections. *Environmental Conservation*, 36 (1): 1-4. http://dx.doi.org/10.1017/s0376892909005323

Oliveira dos Anjos, T.B.; Polazzo, F.; Arenas-Sanchez, A.; Cherta, L.; Ascari, R.; Migliorati, S.; Vighi, M.; Rico, A., 2021. Eutrophic status influences the impact of pesticide mixtures and predation on Daphnia pulex populations. *Ecology and Evolution*: 12. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.7305

Oliveira, J.M.; Destro, A.L.F.; Freitas, M.B.; Oliveira, L.L., 2021. How do pesticides affect bats? - A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81 (2): 499-507. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.225330

Orlinskiy, P.; Munze, R.; Beketov, M.; Gunold, R.; Paschke, A.; Knillmann, S.; Liess, M., 2015. Forested headwaters mitigate pesticide effects on macroinvertebrate communities in streams: Mechanisms and quantification. *Science of the Total Environment*, 524: 115-123. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.143

Orsini, L.; Spanier, K.I.; De Meester, L., 2012. Genomic signature of natural and anthropogenic stress in wild populations of the waterflea Daphnia magna: validation in space, time and experimental evolution. *Molecular Ecology*, 21 (9): 2160-2175. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2011.05429.x

Oziolor, E.M.; De Schamphelaere, K.; Matson, C.W., 2016. Evolutionary toxicology: Meta-analysis of evolutionary events in response to chemical stressors. *Ecotoxicology*, 25 (10): 1858-1866. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1735-6

Paddock, K.J.; Pereira, A.E.; Finke, D.L.; Ericsson, A.C.; Hibbard, B.E.; Shelby, K.S., 2021. Host resistance to Bacillus thuringiensis is linked to altered bacterial community within a specialist insect herbivore. *Molecular Ecology*, 30 (21): 5438-5453. http://dx.doi.org/10.1111/mec.15875

Parada, J.; Rubilar, O.; Sousa, D.Z.; Martinez, M.; Fernandez-Baldo, M.A.; Tortella, G.R., 2019. Short term changes in the abundance of nitrifying microorganisms in a soil-plant system simultaneously exposed to copper nanoparticles and atrazine. *Science of the Total Environment*, 670: 1068-1074. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.221

Paris, L.; Peghaire, E.; Mone, A.; Diogon, M.; Debroas, D.; Delbac, F.; El Alaoui, H., 2020. Honeybee gut microbiota dysbiosis in pesticide/parasite co-exposures is mainly induced by Nosema ceranae. *Journal of Invertebrate Pathology*, 172: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2020.107348

Park, M.G.; Blitzer, E.J.; Gibbs, J.; Losey, J.E.; Danforth, B.N., 2015. Negative effects of pesticides on wild bee communities can be buffered by landscape context. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1809): 9. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.0299

Park, R.A.; Clough, J.S.; Wellman, M.C., 2008. AQUATOX: Modeling environmental fate and ecological effects in aquatic ecosystems. *Ecological Modelling*, 213 (1): 1-15. <Go to ISI>://WOS:000255453500001

Parlement européen, 2008. Règlement (CE) n°1272/2008 du Parlement européen et du Conseil du 16 décembre 2008 relatif à la classification, à l'étiquetage et à l'emballage des substances et des mélanges, modifiant et abrogeant les directives 67/548/CEE et 1999/45/CE et modifiant le règlement (CE) n o 1907/2006 (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). *JO L 353, 31.12.2008, p. 1–1355.* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32008R1272

Passeport, E.; Benoit, P.; Bergheaud, V.; Coquet, Y.; Tournebize, J., 2011. Selected pesticides adsorption and desorption in substrates from artificial wetland and forest buffer. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (7): 1669-1676. http://dx.doi.org/10.1002/etc.554

Passeport, E.; Richard, B.; Chaumont, C.; Margoum, C.; Liger, L.; Gril, J.J.; Tournebize, J., 2014. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (7): 4883-4894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1724-8

Passeport, E.; Tournebize, J.; Chaumont, C.; Guenne, A.; Coquet, Y., 2013. Pesticide contamination interception strategy and removal efficiency in forest buffer and artificial wetland in a tile-drained agricultural watershed. *Chemosphere*, 91 (9): 1289-1296. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.02.053

Passos, A.; Souza, M.F.; Silva, D.V.; Saraiva, D.T.; da Silva, A.A.; Zanuncio, J.C.; Goncalves, B.F.S., 2018. Persistence of picloram in soil with different vegetation managements. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (24): 23986-23991. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2443-y

Pavlidis, G.; Tsihrintzis, V.A., 2018. Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: a Review. *Water Resources Management*, 32 (1): 1-29. http://dx.doi.org/10.1007/s11269-017-1805-4

Pearsons, K.A.; Tooker, J.F., 2021. Preventive insecticide use affects arthropod decomposers and decomposition in field crops. *Applied Soil Ecology*, 157: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103757

Peijnenburg, W.; Capri, E.; Kula, C.; Liess, M.; Luttik, R.; Montforts, M.; Nienstedt, K.; Rombke, J.; Sousa, J.P.; Jensen, J., 2012. Evaluation of Exposure Metrics for Effect Assessment of Soil Invertebrates. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42 (17): 1862-1893. https://doi.org/10.1080/10643389.2011.574100

Pelosi, C.; Barot, S.; Capowiez, Y.; Hedde, M.; Vandenbulcke, F., 2014. Pesticides and earthworms. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34 (1): 199-228. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-013-0151-z

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pelosi, C.; Bertrand, M.; Thenard, J.; Mougin, C., 2015. Earthworms in a 15 years agricultural trial. *Applied Soil Ecology*, 88: 1-8. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.12.004

Pelosi, C.; Joimel, S.; Makowski, D., 2013. Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests - A meta-analysis. *Chemosphere*, 90 (3): 895-900. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.09.034

Persson, L.; Almroth, B.M.C.; Collins, C.D.; Cornell, S.; de Wit, C.A.; Diamond, M.L.; Fantke, P.; Hassellov, M.; MacLeod, M.; Ryberg, M.W.; Jorgensen, P.S.; Villarrubia-Gomez, P.; Wang, Z.Y.; Hauschild, M.Z., 2022. Outside the Safe Operating Space of the Planetary Boundary for Novel Entities. *Environmental Science & Technology*, 56 (3): 1510-1521. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.1c04158

Perucci, P.; Dumontet, S.; Bufo, S.A.; Mazzatura, A.; Casucci, C., 2000. Effects of organic amendment and herbicide treatment on soil microbial biomass. *Biology and Fertility of Soils*, 32 (1): 17-23. http://dx.doi.org/10.1007/s003740000207

Pesce, S.; Batisson, I.; Bardot, C.; Fajon, C.; Portelli, C.; Montuelle, B.; Bohatier, J., 2009a. Response of spring and summer riverine microbial communities following glyphosate exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (7): 1905-1912. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.07.004

Pesce, S.; Beguet, J.; Rouard, N.; Devers-Lamrani, M.; Martin-Laurent, F., 2013a. Response of a diuron-degrading community to diuron exposure assessed by real-time quantitative PCR monitoring of phenylurea hydrolase A and B encoding genes. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 97 (4): 1661-1668. http://dx.doi.org/10.1007/s00253-012-4318-3

Pesce, S.; Campiche, S.; Casado-Martinez, C.; Ahmed, A.M.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Lyautey, E.; Ferrari, B.J.D., 2020. Towards simple tools to assess functional effects of contaminants on natural microbial and invertebrate sediment communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (6): 6680-6689. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07331-z

Pesce, S.; Fajon, C.; Bardot, C.; Bonnemoy, F.; Portelli, C.; Bohatier, J., 2006. Effects of the phenylurea herbicide diuron on natural riverine microbial communities in an experimental study. *Aquatic Toxicology*, 78 (4): 303-314. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2006.03.006

Pesce, S.; Fajon, C.; Bardot, C.; Bonnemoy, F.; Portelli, C.; Bohatier, J., 2008. Longitudinal changes in microbial planktonic communities of a French river in relation to pesticide and nutrient inputs. *Aquatic Toxicology*, 86 (3): 352-360. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.11.016

Pesce, S.; Lambert, A.S.; Morin, S.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2018. Experimental Warming Differentially Influences the Vulnerability of Phototrophic and Heterotrophic Periphytic Communities to Copper Toxicity. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01424

Pesce, S.; Margoum, C.; Foulquier, A., 2016. Pollution-induced community tolerance for in situ assessment of recovery in river microbial communities following the ban of the herbicide diuron. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221: 79-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.009

Pesce, S.; Margoum, C.; Rouard, N.; Foulquier, A.; Martin-Laurent, F., 2013b. Freshwater sediment pesticide biodegradation potential as an ecological indicator of microbial recovery following a decrease in chronic pesticide exposure: A case study with the herbicide diuron. *Ecological Indicators*, 29: 18-25. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.12.014

Pesce, S.; Martin-Laurent, F.; Rouard, N.; Montuelle, B., 2009b. Potential for microbial diuron mineralisation in a small wine-growing watershed: from treated plots to lotic receiver hydrosystem. *Pest Management Science*, 65 (6): 651-657. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1729

Pesce, S.; Morin, S.; Lissalde, S.; Montuelle, B.; Mazzella, N., 2011. Combining polar organic chemical integrative samplers (POCIS) with toxicity testing to evaluate pesticide mixture effects on natural phototrophic biofilms. *Environmental Pollution*, 159 (3): 735-741. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.034

Peters, K.; Bundschuh, M.; Schafer, R.B., 2013. Review on the effects of toxicants on freshwater ecosystem functions. *Environmental Pollution*, 180: 324-329. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.05.025

Petit, J.C.J.; Schafer, J.; Coynel, A.; Blanc, G.; Deycard, V.N.; Derriennic, H.; Lanceleur, L.; Dutruch, L.; Bossy, C.; Mattielli, N., 2013. Anthropogenic sources and biogeochemical reactivity of particulate and dissolved Cu isotopes in the turbidity gradient of the Garonne River (France). *Chemical Geology*, 359: 125-135. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.09.019

Pettorelli, N.; Buhne, H.S.T.; Tulloch, A.; Dubois, G.; Macinnis-Ng, C.; Queiros, A.M.; Keith, D.A.; Wegmann, M.; Schrodt, F.; Stellmes, M.; Sonnenschein, R.; Geller, G.N.; Roy, S.; Somers, B.; Murray, N.; Bland, L.; Geijzendorffer, I.; Kerr, J.T.; Broszeit, S.; Leitao, P.J.; Duncan, C.; El Serafy, G.; He, K.S.; Blanchard, J.L.; Lucas, R.; Mairota, P.; Webb, T.J.; Nicholson, E., 2018. Satellite remote sensing of ecosystem functions: opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4 (2): 71-93. http://dx.doi.org/10.1002/rse2.59

Pimentao, A.R.; Pascoal, C.; Castro, B.B.; Cassio, F., 2020. Fungistatic effect of agrochemical and pharmaceutical fungicides on non-target aquatic decomposers does not translate into decreased fungi- or invertebrate-mediated decomposition. *Science of the Total Environment*, 712: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135676

Plaza, P.I.; Martinez-Lopez, E.; Lambertucci, S.A., 2019. The perfect threat: Pesticides and vultures. *Science of the Total Environment*, 687: 1207-1218. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.06.160

Pleasants, J.M.; Oberhauser, K.S., 2013. Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6 (2): 135-144. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00196.x

Poletika, N.N.; Coody, P.N.; Fox, G.A.; Sabbagh, G.J.; Dolder, S.C.; White, J., 2009. Chlorpyrifos and Atrazine Removal from Runoff by Vegetated Filter Strips: Experiments and Predictive Modeling. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3): 1042-1052. http://dx.doi.org/10.2134/jeq2008.0404

Porcel, M.; Andersson, G.K.S.; Palsson, J.; Tasin, M., 2018. Organic management in apple orchards: Higher impacts on biological control than on pollination. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6): 2779-2789. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13247

Potter, T.L.; Bosch, D.D.; Strickland, T.C., 2015. Tillage impact on herbicide loss by surface runoff and lateral subsurface flow. *Science of the Total Environment*, 530: 357-366. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.079

Potter, T.L.; Coffin, A.W., 2017. Assessing pesticide wet deposition risk within a small agricultural watershed in the Southeastern Coastal Plain (USA). *Science of the Total Environment*, 580: 158-167. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.020

Pringault, O.; Bouvy, M.; Carre, C.; Mejri, K.; Bancon-Montigny, C.; Gonzalez, C.; Leboulanger, C.; Hlaili, A.S.; Goni-Urriza, M., 2021. Chemical contamination alters the interactions between bacteria and phytoplankton. *Chemosphere*, 278: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.130457

Prosser, R.S.; Anderson, J.C.; Hanson, M.L.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2016. Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: A critical review of the literature. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 59-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.009

Prosser, R.S.; Hoekstra, P.F.; Gene, S.; Truman, C.; White, M.; Hanson, M.L., 2020. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of Environmental Management*, 261. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210

Prueger, J.H.; Alfieri, J.; Gish, T.J.; Kustas, W.P.; Daughtry, C.S.T.; Hatfield, J.L.; McKee, L.G., 2017. Multi-Year Measurements of Field-Scale Metolachlor Volatilization. *Water Air and Soil Pollution*, 228 (2): 11. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-017-3258-z

Prueger, J.H.; Hatfield, J.L.; Sauer, T.J., 1999. Field-scale metolachlor volatilization flux estimates from broadcast and banded application methods in central Iowa. *Journal of Environmental Quality*, 28 (1): 75-81. http://dx.doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010008x

Pylianidis, C.; Osinga, S.; Athanasiadis, I.N., 2021. Introducing digital twins to agriculture. *Computers and Electronics in Agriculture*, 184: 25. http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2020.105942

Ramo, R.A.; van den Brink, P.J.; Ruepert, C.; Castillo, L.E.; Gunnarsson, J.S., 2018. Environmental risk assessment of pesticides in the River Madre de Dios, Costa Rica using PERPEST, SSD, and msPAF models. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (14): 13254-13269. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-7375-9

Rasmussen, J.J.; Reiber, L.; Holmstrup, M.; Liess, M., 2017. Realistic pesticide exposure through water and food amplifies long-term effects in a Limnephilid caddisfly. *Science of the Total Environment*, 580: 1439-1445. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.110

Rasmussen, J.J.; Reiler, E.M.; Carazo, E.; Matarrita, J.; Munoz, A.; Cedergreen, N., 2016. Influence of rice field agrochemicals on the ecological status of a tropical stream. *Science of the Total Environment*, 542: 12-21. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.062

Rasmussen, J.J.; Wiberg-Larsen, P.; Baattrup-Pedersen, A.; Monberg, R.J.; Kronvang, B., 2012. Impacts of pesticides and natural stressors on leaf litter decomposition in agricultural streams. *Science of the Total Environment*, 416: 148-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.11.057

Rattner, B.A.; Volker, S.F.; Lankton, J.S.; Bean, T.G.; Lazarus, R.S.; Horak, K.E., 2020. Brodifacoum Toxicity in American Kestrels (Falco sparverius) with Evidence of Increased Hazard on Subsequent Anticoagulant Rodenticide Exposure. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (2): 468-481. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4629

Redhead, J.W.; Powney, G.D.; Woodcock, B.; Pywell, R.F., 2020. Effects of future agricultural change scenarios on beneficial insects. *Journal of Environmental Management*, 265: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110550

République française, 2006. Arrêté du 12 septembre 2006 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits visés à l'article L. 253-1 du code rural. *JORF n°219 du 21 septembre 2006*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000000425570

République française, 2010. Arrêté du 13 avril 2010 modifiant l'arrêté du 13 janvier 2009 relatif aux conditions d'enrobage et d'utilisation des semences traitées par des produits mentionnés à l'article L. 253-1 du code rural en vue de limiter l'émission des poussières lors du procédé de traitement en usine. *JORF n°0099 du 28 avril 2010*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000022142847

République française, 2014a. Arrêté du 15 septembre 2014 relatif aux conditions d'épandage par voie aérienne des produits mentionnés à l'article L. 253-8 du code rural et de la pêche maritime. *JORF n°0217 du 19 septembre 2014*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000029470683

République française, 2014b. Loi n°2014-110 du 6 février 2014 visant à mieux encadrer l'utilisation des produits phytosanitaires sur le territoire national (1). *JORF n°0033 du 8 février 2014*. https://www.legifrance.gouv.fr/jorf/id/JORFTEXT000028571536/

République française, 2019. Arrêté du 27 décembre 2019 relatif aux mesures de protection des personnes lors de l'utilisation de produits phytopharmaceutiques et modifiant l'arrêté du 4 mai 2017 relatif à la mise sur le marché et à l'utilisation des produits phytopharmaceutiques et de leurs adjuvants visés à l'article L. 253-1 du code rural et de la pêche maritime. *JORF n°0302 du 29 décembre 2019*. https://www.legifrance.gouv.fr/loda/id/JORFTEXT000039686039/

Riah, W.; Laval, K.; Laroche-Ajzenberg, E.; Mougin, C.; Latour, X.; Trinsoutrot-Gattin, I., 2014. Effects of pesticides on soil enzymes: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 12 (2): 257-273. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-014-0458-2

Rice, C.P.; Bialek, K.; Hapeman, C.J.; McCarty, G.W., 2016. Role of riparian areas in atmospheric pesticide deposition and its potential effect on water quality. *Journal of the American Water Resources Association*, 52 (5): 1109-1120. http://dx.doi.org/10.1111/1752-1688.12444

Robinson, C.; Portier, C.J.; Cavoski, A.; Mesnage, R.; Roger, A.; Clausing, P.; Whaley, P.; Muilerman, H.; Lyssimachou, A., 2020. Achieving a High Level of Protection from Pesticides in Europe: Problems with the Current Risk Assessment Procedure and Solutions. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 450-480. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.18

Roche, H.; Vollaire, Y.; Persic, A.; Buet, A.; Oliveira-Ribeiro, C.; Coulet, E.; Banas, D.; Ramade, F., 2009. Organochlorines in the Vaccares Lagoon trophic web (Biosphere Reserve of Camargue, France). *Environmental Pollution*, 157 (8-9): 2493-2506. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2009.03.016

Rodrigues, T.F.; Bender, F.R.; Sanzovo, A.W.S.; Ferreira, E.; Nogueira, M.A.; Hungria, M., 2020. Impact of pesticides in properties ofBradyrhizobiumspp. and in the symbiotic performance with soybean. *World Journal of Microbiology & Biotechnology*, 36 (11): 16. http://dx.doi.org/10.1007/s11274-020-02949-5

Rodriguez-Rodriguez, C.E.; Castro-Gutierrez, V.; Chin-Pampillo, J.S.; Ruiz-Hidalgo, K., 2013. On-farm biopurification systems: role of white rot fungi in depuration of pesticide-containing wastewaters. *Fems Microbiology Letters*, 345 (1): 1-12. http://dx.doi.org/10.1111/1574-6968.12161

Rohr, J.R.; Kerby, J.L.; Sih, A., 2006. Community ecology as a framework for predicting contaminant effects. *Trends in Ecology & Evolution*, 21 (11): 606-613. http://dx.doi.org/10.1016/j.tree.2006.07.002

Rohr, J.R.; Schotthoefer, A.M.; Raffel, T.R.; Carrick, H.J.; Halstead, N.; Hoverman, J.T.; Johnson, C.M.; Johnson, L.B.; Lieske, C.; Piwoni, M.D.; Schoff, P.K.; Beasley, V.R., 2008. Agrochemicals increase trematode infections in a declining amphibian species. *Nature*, 455 (7217): 1235-U50. http://dx.doi.org/10.1038/nature07281

Roman, C.; Llorens, J.; Uribeetxebarria, A.; Sanz, R.; Planas, S.; Arno, J., 2020. Spatially variable pesticide application in vineyards: Part II, field comparison of uniform and map-based variable dose treatments. *Biosystems Engineering*, 195: 42-53. http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2020.04.013

Roy, C.L.; Coy, P.L.; Chen, D.; Ponder, J.; Jankowski, M., 2019. Multi-scale availability of neonicotinoid-treated seed for wildlife in an agricultural landscape during spring planting. *Science of the Total Environment*, 682: 271-281. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.010

Ruthy, I.; Remy, S.; Veschkens, M.; Huyhebaert, B.; Herman, J.L.; Pigeon, E.; Schiffers, B.; Frippiat, C.; Nadin, C.; Bémelmans, C., 2019. *Rapport PROPULPPP objectivation de l'exposition des populations aux pulvérisations de produits phytopharmaceutiques en Wallonie et des mesures de protection destinées à limiter cette exposition*, (n°04460/2018), 23p. https://www.issep.be/events/event/etude-propulppp-resume-des-resultats-recommandations-etperspectives/

Ruzzante, D.E.; McCracken, G.R.; Forland, B.; MacMillan, J.; Notte, D.; Buhariwalla, C.; Flemming, J.M.; Skaug, H., 2019. Validation of close-kin mark-recapture (CKMR) methods for estimating population abundance. *Methods in Ecology and Evolution*, 10 (9): 1445-1453. http://dx.doi.org/10.1111/2041-210x.13243

Rybicki, M.; Jungmann, D., 2018. Direct and indirect effects of pesticides on a benthic grazer during its life cycle. *Environmental Sciences Europe*, 30: 19. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0165-x

Sabater, S.; Guasch, H.; Ricart, M.; Romani, A.; Vidal, G.; Klunder, C.; Schmitt-Jansen, M., 2007. Monitoring the effect of chemicals on biological communities. The biofilm as an interface. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 387 (4): 1425-1434. http://dx.doi.org/10.1007/s00216-006-1051-8

Sabatier, P.; Mottes, C.; Cottin, N.; Evrard, O.; Comte, I.; Piot, C.; Gay, B.; Arnaud, F.; Lefevre, I.; Develle, A.L.; Deffontaines, L.; Plet, J.; Lesueur-Jannoyer, M.; Poulenard, J., 2021. Evidence of Chlordecone Resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2296-2306. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207

Salcedo, R.; Zhu, H.P.; Zhang, Z.H.; Wei, Z.M.; Chen, L.M.; Ozkan, E.; Falchieri, D., 2020. Foliar deposition and coverage on young apple trees with PWM-controlled spray systems. *Computers and Electronics in Agriculture*, 178: 105794-105794. http://dx.doi.org/10.1016/j.compag.2020.105794

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 67 (2): 129-147.

Salvat, B.; Roche, H.; Ramade, F., 2016. On the occurrence of a widespread contamination by herbicides of coral reef biota in French Polynesia. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 49-60. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4395-9

Samnegard, U.; Alins, G.; Boreux, V.; Bosch, J.; Garcia, D.; Happe, A.K.; Klein, A.M.; Minarro, M.; Mody, K.; Porcel, M.; Rodrigo, A.; Roquer-Beni, L.; Tasin, M.; Hamback, P.A., 2019. Management trade-offs on ecosystem services in apple orchards across Europe: Direct and indirect effects of organic production. *Journal of Applied Ecology*, 56 (4): 802-811. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13292

Sanchez-Bayo, F., 2021. Indirect Effect of Pesticides on Insects and Other Arthropods. *Toxics*, 9 (8): 22. http://dx.doi.org/10.3390/toxics9080177

Sanchez-Bayo, F.; Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biological Conservation*, 232: 8-27. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020

Schafer, R.B.; Caquet, T.; Siimes, K.; Mueller, R.; Lagadic, L.; Liess, M., 2007. Effects of pesticides on community structure and ecosystem functions in agricultural streams of three biogeographical regions in Europe. *Science of the Total Environment*, 382 (2-3): 272-285. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.04.040

Schafer, R.B.; Liess, M.; Altenburger, R.; Filser, J.; Hollert, H.; Ross-Nickoll, M.; Schaffer, A.; Scheringer, M., 2019. Future pesticide risk assessment: narrowing the gap between intention and reality. *Environmental Sciences Europe*, 31: 5. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-019-0203-3

Schafer, R.B.; von der Ohe, P.C.; Rasmussen, J.; Kefford, B.J.; Beketov, M.A.; Schulz, R.; Liess, M., 2012. Thresholds for the Effects of Pesticides on Invertebrate Communities and Leaf Breakdown in Stream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 46 (9): 5134-5142. http://dx.doi.org/10.1021/es2039882

Schmitz, J.; Hahn, M.; Bruhl, C.A., 2014a. Agrochemicals in field margins - An experimental field study to assess the impacts of pesticides and fertilizers on a natural plant community. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 193: 60-69. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.025

Schmitz, J.; Schäfer, K.; Brühl, C.A., 2014b. Agrochemicals in field margins. Field evaluation of plant reproduction effects. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 189: 82-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.007

Schoffer, J.T.; Sauve, S.; Neaman, A.; Ginocchio, R., 2020. Role of Leaf Litter on the Incorporation of Copper-Containing Pesticides into Soils Under Fruit Production: a Review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20 (3): 990-1000. http://dx.doi.org/10.1007/s42729-020-00186-1

Scholz, S.; Nichols, J.W.; Escher, B.I.; Ankley, G.T.; Altenburger, R.; Blackwell, B.; Brack, W.; Burkhard, L.; Collette, T.W.; Doering, J.A.; Ekman, D.; Fay, K.; Fischer, F.; Hackermuller, J.; Hoffman, J.C.; Lai, C.; Leuthold, D.; Martinovic-Weigelt, D.; Reemtsma, T.; Pollesch, N.; Schroeder, A.; Schuurmann, G.; von Bergen, M., 2022. The Eco-Exposome Concept: Supporting an Integrated Assessment of Mixtures of Environmental Chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41 (1): 30-45. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5242

Schreiner, V.C.; Szocs, E.; Bhowmik, A.K.; Vijver, M.G.; Schafer, R.B., 2016. Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment*, 573: 680-689. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.163

Schriever, C.A.; Liess, M., 2007. Mapping ecological risk of agricultural pesticide runoff. *Science of the Total Environment*, 384 (1-3): 264-279. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.06.019

Schulz, R.; Bub, S.; Petschick, L.L.; Stehle, S.; Wolfram, J., 2021. Applied pesticide toxicity shifts toward plants and invertebrates, even in GM crops. *Science*, 372 (6537): 81-84. http://dx.doi.org/10.1126/science.abe1148

Seljetun, K.O.; Sandvik, M.; Vindenes, V.; Eliassen, E.; Oiestad, E.L.; Madslien, K.; Moe, L., 2020. Comparison of anticoagulant rodenticide concentrations in liver and feces from apparently healthy red foxes. *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation*, 32 (4): 560-564. http://dx.doi.org/10.1177/1040638720927365

Serra, A.; Corcoll, N.; Guasch, H., 2009. Copper accumulation and toxicity in fluvial periphyton: The influence of exposure history. *Chemosphere*, 74 (5): 633-641. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.036

Serra, A.; Guasch, H.; Admiraal, W.; Van der Geest, H.G.; Van Beusekom, S.A.M., 2010. Influence of phosphorus on copper sensitivity of fluvial periphyton: the role of chemical, physiological and community-related factors. *Ecotoxicology*, 19 (4): 770-780. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0454-7

Sgolastra, F.; Medrzycki, P.; Bortolotti, L.; Renzi, M.T.; Tosi, S.; Bogo, G.; Teper, D.; Porrini, C.; Molowny-Horas, R.; Bosch, J., 2017. Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, 73 (6): 1236-1243. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4449

Sharaff, M.; Archana, G., 2015. Assessment of microbial communities in mung bean (Vigna radiata) rhizosphere upon exposure to phytotoxic levels of Copper. *Journal of Basic Microbiology*, 55 (11): 1299-1307. http://dx.doi.org/10.1002/jobm.201400927

Silva, E.; Daam, M.A.; Cerejeira, M.J., 2015. Predicting the aquatic risk of realistic pesticide mixtures to species assemblages in Portuguese river basins. *Journal of Environmental Sciences*, 31: 12-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.11.006

Silva, V.; Mol, H.G.J.; Zomer, P.; Tienstra, M.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils - A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653: 1532-1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Silva, V.; Montanarella, L.; Jones, A.; Fernandez-Ugalde, O.; Mol, H.G.J.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment*, 621: 1352-1359. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.093

Siviter, H.; Bailes, E.J.; Martin, C.D.; Oliver, T.R.; Koricheva, J.; Leadbeater, E.; Brown, M.J.F., 2021. Agrochemicals interact synergistically to increase bee mortality. *Nature*, 596 (7872): 15. http://dx.doi.org/10.1038/s41586-021-03787-7

Socorro, J.; Durand, A.; Temime-Roussel, B.; Gligorovski, S.; Wortham, H.; Quivet, E., 2016. The persistence of pesticides in atmospheric particulate phase: An emerging air quality issue. *Scientific Reports*, 6: 7. https://doi.org/10.1038/srep33456

Spring, D.; Croft, L.; Kompas, T., 2017. Look before you treat: increasing the cost effectiveness of eradication programs with aerial surveillance. *Biological Invasions*, 19 (2): 521-535. http://dx.doi.org/10.1007/s10530-016-1292-1

Stanley, D.A.; Garratt, M.P.D.; Wickens, J.B.; Wickens, V.J.; Potts, S.G.; Raine, N.E., 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528 (7583): 548-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature16167

Stehle, S.; Dabrowski, J.M.; Bangert, U.; Schulz, R., 2016. Erosion rills offset the efficacy of vegetated buffer strips to mitigate pesticide exposure in surface waters. *Science of the Total Environment*, 545: 171-183. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.12.077

Steinmetz, Z.; Wollmann, C.; Schaefer, M.; Buchmann, C.; David, J.; Troeger, J.; Munoz, K.; Fror, O.; Schaumann, G.E., 2016. Plastic mulching in agriculture. Trading short-term agronomic benefits for long-term soil degradation? *Science of the Total Environment*, 550: 690-705. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.153

Storck, V.; Karpouzas, D.G.; Matin-Laurent, F., 2017. Towards a better pesticide policy for the European Union. *Science of the Total Environment*, 575: 1027-1033. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.167

Sun, J.C.; Covaci, A.; Bustnes, J.O.; Jaspers, V.L.B.; Helander, B.; Bardsen, B.J.; Boertmann, D.; Dietzf, R.; Labansen, A.L.; Lepoint, G.; Schulz, R.; Malarvannan, G.; Sonne, C.; Thorup, K.; Tottrup, A.P.; Zubrod, J.P.; Eens, M.; Eulaers, I., 2020. Temporal trends of legacy organochlorines in different white-tailed eagle (Haliaeetus albicilla) subpopulations: A retrospective investigation using archived feathers. *Environment International*, 138: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2020.105618

Suryanarayanan, S., 2013. Balancing Control and Complexity in Field Studies of Neonicotinoids and Honey Bee Health. *Insects*, 4 (1): 153-167. https://www.mdpi.com/2075-4450/4/1/153

Syromyatnikov, M.Y.; Isuwa, M.M.; Savinkova, O.V.; Derevshchikova, M.I.; Popov, V.N., 2020. The Effect of Pesticides on the Microbiome of Animals. *Agriculture-Basel*, 10 (3). http://dx.doi.org/10.3390/agriculture10030079

Theuerkauff, D.; Rivera-Ingraham, G.A.; Lambert, S.; Mercky, Y.; Lejeune, M.; Lignot, J.H.; Sucre, E., 2020. Wastewater bioremediation by mangrove ecosystems impacts crab ecophysiology: In-situ caging experiment. *Aquatic Toxicology*, 218: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.105358

Thiour-Mauprivez, C.; Martin-Laurent, F.; Calvayrac, C.; Barthelmebs, L., 2019. Effects of herbicide on non-target microorganisms: Towards a new class of biomarkers? *Science of the Total Environment*, 684: 314-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.05.230

Tien, C.J.; Lin, M.C.; Chiu, W.H.; Chen, C.S., 2013. Biodegradation of carbamate pesticides by natural river biofilms in different seasons and their effects on biofilm community structure. *Environmental Pollution*, 179: 95-104. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2013.04.009

Tissier-Raffin, M.; Morin, D.; Galey, L.; Garrigou, A., 2020. Rendre effectif le droit à un environnement sain : les défis scientifiques et juridiques soulevés par le concept d'exposome. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (HS20): 39-80. https://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2020-HS20-page-39.htm

Tleuova, A.B.; Wielogorska, E.; Talluri, V.; Stepanek, F.; Elliott, C.T.; Grigoriev, D.O., 2020. Recent advances and remaining barriers to producing novel formulations of fungicides for safe and sustainable agriculture. *Journal of Controlled Release*, 326: 468-481. http://dx.doi.org/10.1016/j.jconrel.2020.07.035

Tlili, A.; Berard, A.; Blanck, H.; Bouchez, A.; Cassio, F.; Eriksson, K.M.; Morin, S.; Montuelle, B.; Navarro, E.; Pascoal, C.; Pesce, S.; Schmitt-Jansen, M.; Behra, R., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT): towards an ecologically relevant risk assessment of chemicals in aquatic systems. *Freshwater Biology*, 61 (12): 2141-2151. https://doi.org/10.1111/fwb.12558

Tlili, A.; Berard, A.; Roulier, J.L.; Volat, B.; Montuelle, B., 2010. PO43- dependence of the tolerance of autotrophic and heterotrophic biofilm communities to copper and diuron. *Aquatic Toxicology*, 98 (2): 165-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.008

Tlili, A.; Dorigo, U.; Montuelle, B.; Margoum, C.; Carluer, N.; Gouy, V.; Bouchez, A.; Berard, A., 2008. Responses of chronically contaminated biofilms to short pulses of diuron - An experimental study simulating flooding events in a small river. *Aquatic Toxicology*, 87 (4): 252-263. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.02.004

Todd, B.; Willson, J.; Gibbons, J.W., 2010. The global status of reptiles and causes of their decline. *Ecotoxicology of Amphibians and Reptiles, Second Edition*. Hoboken: Taylor and Francis, 47-67. http://dx.doi.org/10.1201/EBK1420064162-c3

Topping, C.J.; Aldrich, A.; Berny, P., 2020. Overhaul environmental risk assessment for pesticides. *Science*, 367 (6476): 360-363. http://dx.doi.org/10.1126/science.aay1144

Topping, C.J.; Craig, P.S.; de Jong, F.; Klein, M.; Laskowski, R.; Manachini, B.; Pieper, S.; Smith, R.; Sousa, J.P.; Streissl, F.; Swarowsky, K.; Tiktak, A.; van der Linden, T., 2015. Towards a landscape scale management of pesticides: ERA using changes in modelled occupancy and abundance to assess long-term population impacts of pesticides. *Science of the Total Environment*, 537: 159-169. http://dx/doi/org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.152

Topping, C.J.; Luttik, R., 2017. Simulation to aid in interpreting biological relevance and setting of population-level protection goals for risk assessment of pesticides. *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, 89: 40-49. http://dx.doi.org/10.1016/j.yrtph.2017.07.011

Torrent, X.; Gregorio, E.; Rosell-Polo, J.R.; Arno, J.; Peris, M.; van de Zande, J.C.; Planas, S., 2020. Determination of spray drift and buffer zones in 3D crops using the ISO standard and new LiDAR methodologies. *Science of the Total Environment*, 714: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136666

Tournebize, J.; Chaumont, C.; Mander, U., 2017. Implications for constructed wetlands to mitigate nitrate and pesticide pollution in agricultural drained watersheds. *Ecological Engineering*, 103: 415-425. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.014

Tournebize, J.; Henine, H.; Chaumont, C., 2020. Gérer les eaux de drainage agricole : du génie hydraulique au génie écologique. *Science Eaux et Territoires*, 32: 32-41. http://dx.doi.org/10.14758/SET-REVUE.2020.2.06

Tuell, J.K.; Isaacs, R., 2010. Community and Species-Specific Responses of Wild Bees to Insect Pest Control Programs Applied to a Pollinator-Dependent Crop. *Journal of Economic Entomology*, 103 (3): 668-675. http://dx.doi.org/10.1603/ec09314

Ucar, T.; Hall, F.R., 2001. Windbreaks as a pesticide drift mitigation strategy: a review. *Pest Management Science*, 57 (8): 663-675. http://dx.doi.org/10.1002/ps.341

Uhl, P.; Brühl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

Ulrich, U.; Hormann, G.; Unger, M.; Pfannerstill, M.; Steinmann, F.; Fohrer, N., 2018. Lentic small water bodies: Variability of pesticide transport and transformation patterns. *Science of the Total Environment*, 618: 26-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.032

Union européenne, 2019. Règlement (UE) n°1381/2019 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, et modifiant les règlements (CE) n°178/2002, (CE) n°1829/2003, (CE) n°1831/2003, (CE) n°2065/2003, (CE) n°1935/2004, (CE) n 1331/2008, (CE) n 1107/2009, (UE) 2015/2283 et la directive 2001/18/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *JO L 231 du 6.9.2019, p. 1–28*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1381

van de Zande, J.C.; Michielsen, J.M.G.P.; Stallinga, H.; Wenneker, M.; Heijne, B., 2004. Hedgerow filtration and barrier vegetation. *Pesticide Application and drift management.* 2004.

van den Berg, F.; Tiktak, A.; Boesten, J.J.T.I.; van der Linden, A.M.A., 2016. *PEARL model for pesticide behaviour and emissions in soil-plant systems*. Wageningen: Statutory Research Tasks Unit for Nature & the Environment, 138. http://edepot.wur.nl/377664

Van Zwieten, L.; Rust, J.; Kingston, T.; Merrington, G.; Morris, S., 2004. Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils. *Science of the Total Environment*, 329 (1-3): 29-41. http://dx;doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.014

Vasselon, V.; Rimet, F.; Tapolczai, K.; Bouchez, A., 2017. Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: Scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France). *Ecological Indicators*, 82: 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.024

Vazquez-Blanco, R.; Arias-Estevez, M.; Baath, E.; Fernandez-Calvino, D., 2020. Comparison of Cu salts and commercial Cu based fungicides on toxicity towards microorganisms in soil. *Environmental Pollution*, 257: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113585

Venturino, A.; Rosenbaum, E.; De Castro, A.C.; Anguiano, O.L.; Gauna, L.; De Schroeder, T.F.; De D'Angelo, A.M.P., 2003. Biomarkers of effect in toads and frogs. *Biomarkers*, 8 (3-4): 167-186. http://dx.doi.org/10.1080/1354700031000120116

Vijver, M.G.; van den Brink, P.J., 2014. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid: A Rebuttal and Some New Analyses. *Plos One*, 9 (2): 9. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0089837

Vischetti, C.; Casucci, C.; De Bernardi, A.; Monaci, E.; Tiano, L.; Marcheggiani, F.; Ciani, M.; Comitini, F.; Marini, E.; Taskin, E.; Puglisi, E., 2020. Sub-Lethal Effects of Pesticides on the DNA of Soil Organisms as Early Ecotoxicological Biomarkers. *Frontiers in Microbiology*, 11: 16. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2020.01892

Viswanathan, P.; Mammides, C.; Roy, P.; Sharma, M.V., 2020. Flower visitors in agricultural farms of Nilgiri Biosphere Reserve: Do forests act as pollinator reservoirs? *Journal of Apicultural Research*, 59 (5): 978-987. http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2020.1762994

Voltz, M.; Bedos, C.; Crevoisier, D.; Dagès, C.; Fabre, J.C.; Lafolie, F.; Loubet, B.; Personne, E.; Casellas, E.; Chabrier, P.; Chataigner, M.; Chambon, C.; Nouguier, C.; Bankhwal, P.; Barriuso, E.; Benoit, P.; Brunet, Y.; Douzals, J.P.; Drouet, J.L.; Mamy, L.; Moitrier, N.; Pot, V.; Raynal, H.; Ruelle, B.; Samouelian, A.; Saudreau, M., 2019. Integrated Modelling of pesticide fate in agricultural landscapes: the MIPP Project. *21st International Fresenius AGRO Conference Behaviour of Pesticides in Air, Soil and Water*. 2019.

Vonk, J.A.; Kraak, M.H.S., 2020. Herbicide Exposure and Toxicity to Aquatic Primary Producers. In: DeVoogt, P., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 250*. Cham: Springer International Publishing Ag, 119-171. http://dx.doi.org/10.1007/398_2020_48

Vos, J.G.; Dybing, E.; Greim, H.A.; Ladefoged, O.; Lambre, C.; Tarazona, J.V.; Brandt, I.; Vethaak, A.D., 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Critical Reviews in Toxicology*, 30 (1): 71-133. http://dx.doi.org/10.1080/10408440091159176

Vuaille, J.; Daraghmeh, O.; Abrahamsen, P.; Jensen, S.M.; Nielsen, S.K.; Munkholm, L.J.; Green, O.; Petersen, C.T., 2021. Wheel track loosening can reduce the risk of pesticide leaching to surface waters. *Soil Use and Management*, 37 (4): 906-920. http://dx.doi.org/10.1111/sum.12641

Vyas, N.B.; Spann, J.W.; Hulse, C.S.; Gentry, S.; Borges, S.L., 2007. Dermal insecticide residues from birds inhabiting an orchard. *Environmental Monitoring and Assessment*, 133 (1-3): 209-214. http://dx.doi.org/10.1007/s10661-006-9573-2

Vymazal, J.; Bfezinova, T., 2015. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. *Environment International*, 75: 11-20. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.026

Wakelin, S.; Gerard, E.; Black, A.; Hamonts, K.; Condron, L.; Yuan, T.; van Nostrand, J.; Zhou, J.Z.; O'Callaghan, M., 2014. Mechanisms of pollution induced community tolerance in a soil microbial community exposed to Cu. *Environmental Pollution*, 190: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.008

Wang, C.; Zheng, S.S.; Wang, P.F.; Qian, J., 2014. Effects of vegetations on the removal of contaminants in aquatic environments: A review. *Journal of Hydrodynamics*, 26 (4): 497-511. http://dx.doi.org/10.1016/S1001-6058(14)60057-3

Wang, G.B.; Lan, Y.B.; Qi, H.X.; Chen, P.C.; Hewitt, A.; Han, Y.X., 2019. Field evaluation of an unmanned aerial vehicle (UAV) sprayer: effect of spray volume on deposition and the control of pests and disease in wheat. *Pest Management Science*, 75 (6): 1546-1555. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5321

Wang, Q.Y.; Zhou, D.M.; Cang, L., 2009. Microbial and enzyme properties of apple orchard soil as affected by long-term application of copper fungicide. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (7): 1504-1509. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.010

Watts, C.; Thornburrow, D.; Cave, V., 2016. Responses of invertebrates to herbicide in Salix cinerea invaded wetlands: Restoration implications. *Ecological Management & Restoration*, 17 (3): 243-249. http://dx.doi.org/10.1111/emr.12223

Wei, X.; Khachatryan, H.; Rihn, A., 2020. Consumer Preferences for Labels Disclosing the Use of Neonicotinoid Pesticides: Evidence from Experimental Auctions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45 (3): 496-+. http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.302462

Weisbrod, A.V.; Shea, D.; Moore, M.J.; Stegeman, J.J., 2000. Organochlorine exposure and bioaccumulation in the endangered Northwest Atlantic right whale (Eubalaena glacialis) population. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (3): 654-666. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190318

Wenneker, M.; Van de Zande, J.C., 2008. Spray drift reducing effects of natural windbreaks in orchard spraying. *Aspects of Applied Biology: International Advances in Pesticide Application*. 2008.

Werner, I.; Deanovic, L.A.; Miller, J.; Denton, D.L.; Crane, D.; Mekebri, A.; Moore, M.T.; Wrysinski, J., 2010. Use of vegetated agricultural drainage ditches to decrease toxicity of irrigation runoff from tomato and alfalfa fields in california, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (12): 2859-2868. http://dx.doi.org/10.1002/etc.356

Wernersson, A.-S.; Carere, M.; Maggi, C.; Tusil, P.; Soldan, P.; James, A.; Sanchez, W.; Dulio, V.; Broeg, K.; Reifferscheid, G.; Buchinger, S.; Maas, H.; Van Der Grinten, E.; O'Toole, S.; Ausili, A.; Manfra, L.; Marziali, L.; Polesello, S.; Lacchetti, I.; Mancini, L.; Lilja, K.; Linderoth, M.; Lundeberg, T.; Fjällborg, B.; Porsbring, T.; Larsson, D.G.J.; Bengtsson-Palme, J.; Förlin, L.; Kienle, C.; Kunz, P.; Vermeirssen, E.; Werner, I.; Robinson, C.D.; Lyons, B.; Katsiadaki, I.; Whalley, C.; den Haan, K.; Messiaen, M.; Clayton, H.; Lettieri, T.; Carvalho, R.N.; Gawlik, B.M.; Hollert, H.; Di Paolo, C.; Brack, W.; Kammann, U.; Kase, R., 2015. The European technical report on aquatic effect-based monitoring tools under the water framework directive. *Environmental Sciences Europe*, 27 (1): 7. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-015-0039-4

Weston, D.P.; Poynton, H.C.; Wellborn, G.A.; Lydy, M.J.; Blalock, B.J.; Sepulveda, M.S.; Colbourne, J.K., 2013. Multiple origins of pyrethroid insecticide resistance across the species complex of a nontarget aquatic crustacean, Hyalella azteca. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110 (41): 16532-16537. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1302023110

Wick, M.; Freier, B., 2000. Long-term effects of an insecticide application on non-target arthropods in winter wheat - a field study over 2 seasons. *Anzeiger Fur Schadlingskunde-Journal of Pest Science*, 73 (3): 61-69. http://dx.doi.org:10.1046/j.1439-0280.2000.00061.x

Widenfalk, A.; Svensson, J.M.; Goedkoop, W., 2004. Effects of the pesticides captan, deltamethrin, isoproturon, and pirimicarb on the microbial community of a freshwater sediment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 23 (8): 1920-1927. http://dx.doi.org/10.1897/03-345

Wieczorek, M.V.; Kotter, D.; Gergs, R.; Schulz, R., 2015. Using stable isotope analysis in stream mesocosms to study potential effects of environmental chemicals on aquatic-terrestrial subsidies. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (17): 12892-12901. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4071-0

Willkommen, S.; Pfannerstill, M.; Ulrich, U.; Guse, B.; Fohrer, N., 2019. How weather conditions and physico-chemical properties control the leaching of flufenacet, diflufenican, and pendimethalin in a tile-drained landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 278: 107-116. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.03.017

Winters, A.M.; Rumbeiha, W.K.; Winterstein, S.R.; Fine, A.E.; Munkhtsog, B.; Hickling, G.J., 2010. Residues in Brandt's voles (Microtus brandti) exposed to bromadiolone-impregnated baits in Mongolia. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73 (5): 1071-1077. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2010.02.021

Wolf, C.; Riffel, M.; Weyman, G.; Douglas, M.; Norman, S., 2010. Telemetry-based field studies for assessment of acute and short-term risk to birds from spray applications of chlorpyrifos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 29 (8): 1795-1803. http://dx.doi.org/10.1002/etc.227

Womac, A.R.; Melnichenko, G.; Steckel, L.; Montgomery, G.; Hayes, R.M., 2016. Spray Tip Effect on Glufosinate Canopy Deposits in Palmer Amaranth (Amaranthus Palmeri) for Pulse-Width Modulation Versus Air-Induction Technologies. *Transactions of the ASABE*, 59 (6): 1597-1608. http://dx.doi.org/10.13031/trans.59.11642

Wood, R.J.; Mitrovic, S.M.; Lim, R.P.; Warne, M.S.; Dunlop, J.; Kefford, B., 2019. Benthic diatoms as indicators of herbicide toxicity in rivers - A new SPEcies At Risk (SPEAR(herbicides)) index. *Ecological Indicators*, 99: 203-213. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.12.035

Wu, C.H.; Lin, C.L.; Wang, S.E.; Lu, C.W., 2020. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid insecticide, on the echolocation system of insectivorous bats. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 163: 94-101. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2019.10.010

Xu, L.Y.; Zhu, H.P.; Ozkan, H.E.; Bagley, W.E.; Krause, C.R., 2011. Droplet evaporation and spread on waxy and hairy leaves associated with type and concentration of adjuvants. *Pest Management Science*, 67 (7): 842-851. http://dx.doi.org/10.1002/ps.2122

Yale, R.L.; Sapp, M.; Sinclair, C.J.; Moir, J.W.B., 2017. Microbial changes linked to the accelerated degradation of the herbicide atrazine in a range of temperate soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (8): 7359-7374. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-8377-y

Yavari, S.; Malakahmad, A.; Sapari, N.B., 2015. Biochar efficiency in pesticides sorption as a function of production variables-a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (18): 13824-13841. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5114-2

Yu, C.R.; Duan, P.Y.; Yu, Z.B.; Gao, B., 2019. Experimental and model investigations of vegetative filter strips for contaminant removal: A review. *Ecological Engineering*, 126: 25-36. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.020

Zaady, E.; Arbel, S.; Barkai, D.; Sarig, S., 2013. Long-term impact of agricultural practices on biological soil crusts and their hydrological processes in a semiarid landscape. *Journal of Arid Environments*, 90: 5-11. http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.021

Zaady, E.; Levacov, R.; Shachak, M., 2004. Application of the herbicide, simazine, and its effect on soil surface parameters and vegetation in a patchy desert landscape. *Arid Land Research and Management*, 18 (4): 397-410. http://dx.doi.org/10.1080/15324980490497483

Zhang, H.; Garratt, M.P.D.; Bailey, A.; Potts, S.G.; Breeze, T., 2018. Economic valuation of natural pest control of the summer grain aphid in wheat in South East England. *Ecosystem Services*, 30: 149-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.02.019

Zhao, Q.; Huang, M.Y.; Liu, Y.; Wan, Y.Y.; Duan, R.Y.; Wu, L.F., 2021. Effects of atrazine short-term exposure on jumping ability and intestinal microbiota diversity in male Pelophylax nigromaculatus adults. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (27): 36122-36132. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13234-9

Zhao, Q.H.; De Laender, F.; Van den Brink, P.J., 2020. Community composition modifies direct and indirect effects of pesticides in freshwater food webs. *Science of the Total Environment*, 739: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139531

Zheng, L.; Cao, C.; Can, L.D.; Chen, Z.; Huang, Q.L.; Song, B.A., 2018. Bounce Behavior and Regulation of Pesticide Solution Droplets on Rice Leaf Surfaces. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66 (44): 11560-11568. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02619

Zhu, H.; Rosetta, R.; Reding, M.E.; Zondag, R.H.; Ranger, C.M.; Canas, L.; Fulcher, A.; Derksen, R.C.; Ozkan, H.E.; Krause, C.R., 2017. Validation of a Laser-Guided Variable-Rate Sprayer for Managing Insects in Ornamental Nurseries. *Transactions of the ASABE*, 60 (2): 337-345. http://dx.doi.org/10.13031/trans.12020

Zivan, O.; Bohbot-Raviv, Y.; Dubowski, Y., 2017. Primary and secondary pesticide drift profiles from a peach orchard. *Chemosphere*, 177: 303-310. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.03.014

Zubrod, J.P.; Englert, D.; Wolfram, J.; Rosenfeldt, R.R.; Feckler, A.; Bundschuh, R.; Seitz, F.; Konschak, M.; Baudy, P.; Luderwald, S.; Fink, P.; Lorke, A.; Schulz, R.; Bundschuh, M., 2017. Long-term effects of fungicides on leaf-associated microorganisms and shredder populations-an artificial stream study. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (8): 2178-2189. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3756

Annexes

Annexe 19-1.

Liste des substances identifiées comme prioritaires par la DCE pour caractériser l'état chimique des eaux de surface (Arrêté surveillance DCE 7 aout 2015 _ annexe II)

	CODE SANDRE	Substances	Usage	NUMÉRO CAS
1	1101	Alachlore	Herbicide	15972-60-8
2	1458	Anthracène	Hydrocarbure aromatique polycyclique	120-12-7
3	1107	Atrazine	Herbicide	1912-24-9
6	1388	Cadmium et ses composés	Métaux et métalloides	7440-43-9
8	1464	Chlorfenvinphos	Insecticide	470-90-6
9	1083	Chlorpyrifos (éthylchlorpyrifos)	Insecticide	2921-88-2
9 bis	1103	Aldrine	Insecticide	309-00-2
9 bis	1173	Dieldrine	Insecticide	60-57-1
9 bis	1181	Endrine	Insecticide	72-20-8
9 bis	1207	Isodrine	Insecticide	465-73-6
9 ter	1144	DDD 44'	Produit transformation insecticide	72-54-8
9 ter	1146	DDE 44'	Produit transformation insecticide	72-55-9
9 ter	1147	DDT 24'	Insecticide	789-02-6
9 ter	1148	DDT 44'	Insecticide	50-29-3
13	1177	Diuron	Herbicide	330-54-1
14		Endosulfan	Insecticide	
14	1178	Endosulfan alpha	Insecticide	959-98-8
14	1179	Endosulfan bêta	Insecticide	33213-65-9
15	1191	Fluoranthène	Hydrocarbure aromatique polycyclique	206-44-0
18	1200	Hexachlorocyclohexane alpha	Insecticide	319-84-6
18	1201	Hexachlorocyclohexane bêta	Insecticide	319-85-7
18	1202	Hexachlorocyclohexane delta	Insecticide	319-86-8
18	1203	Hexachlorocyclohexane gamma	Insecticide	58-89-9
19	1208	Isoproturon	Herbicide	34123-59-6
20	1382	Plomb et ses composés	Métaux et métalloides	7439-92-1
22	1517	Naphtalène	Hydrocarbure aromatique polycyclique	91-20-3
23	1386	Nickel et ses composés	Métaux et métalloides	7440-02-0
24	1958	Nonylphénols (4-nonylphénol)	Alkylphénols	84852-15-3
25	1959	Octylphénols (4-1,1', 3,3'-tétraméthylbutylphénol)	Alkylphénols	140-66-9
26	1888	Pentachlorobenzène	Divers (autres organiques)	608-93-5
28	1115	Benzo (a) pyrène	Hydrocarbure aromatique polycyclique	50-32-8
29	1263	Simazine	Herbicide	122-34-9
30	2879	Composés du tributylétain (Tributylétain cation)	Organométalleux	36643-28-4
33	1289	Trifluraline	Herbicide	1582-09-8
34	1172	Dicofol	Acaricide	115-32-2
36	2028	Quinoxyfène	Divers (autres organiques)	124495-18-7
38	1688	Aclonifène	Herbicide	74070-46-5
39	1119	Bifénox	Herbicide	42576-02-3
40	1935	Cybutryne	Divers (autres organiques)	28159-98-0
41	1140	Cyperméthrine	Insecticide	52315-07-8
42	1170	Dichlorvos	Insecticide	62-73-7
44	1197	Heptachlore	Insecticide	76-44-8
44	1749	Heptachlore époxyde endo trans	Insecticide	28044-83-9
44	1748	Heptachlore époxyde exo cis	Insecticide	1024-57-3

Annexe 19-2.

Récapitulatif des principaux besoins de recherche identifiés

Contamination des milieux et du biote par les PPP

- Développer les connaissances sur les molécules récentes et sur le biocontrôle.
- Mieux prendre en compte les produits de transformation, les adjuvants et les co-formulants.
- Développer les connaissances concernant la contamination de l'air et du sol par les PPP mais aussi du biote.
- Combler la lacune concernant la contamination des milieux et du biote dans les territoires ultra-marins.
- Mettre en œuvre des études intégratives synchrones pour mieux prendre en considération les notions de continuum et de connectivité des milieux.

Effets des PPP sur la biodiversité

- Développer les connaissances sur les effets des molécules récentes, les produits de transformation et le biocontrôle.
- Prendre en compte la complexité de l'exposition : multi-contaminants, multi-stress, multi-expositions (simultanées et successives).
- Explorer les modes d'action peu étudiés des PPP : perturbateurs endocriniens, immunotoxicité notamment.
- Développer les connaissances sur l'adaptation des organismes aux PPP et les conséquences physiologiques et écologiques à différentes échelles (populations et communautés).
- Combler la lacune concernant les effets des PPP sur la biodiversité des territoires ultra-marins.
- Développer les connaissances sur les effets des PPP sur la biodiversité marine.
- Développer des modèles pour prendre en compte les effets chroniques sublétaux ou transgénérationnels, les effets de facteurs de stress multiples ainsi que des modèles couplant écologie et écotoxicologie mais aussi exposition et effets.
- Favoriser l'interdisciplinarité en renforçant le lien entre écotoxicologie et écologie et en intégrant dans les études des disciplines encore peu prises en compte (afin d'intégrer les effets à l'échelle des socio-écosystèmes) : physique, hydro-physique, sciences humaines et sociales, sciences du numérique, etc.

Effets des PPP sur les services écosystémiques

- Développer un corpus de méthodes et d'indicateurs permettant d'évaluer les effets des PPP sur les services écosystémiques (en considérant la notion de bouquets de services) avec notamment la définition (1) de valeurs de référence pour les services écosystémiques, (2) de niveaux acceptables *vs* inacceptables des effets des PPP et (3) d'objectifs de protection et de restauration clairs et quantifiables pour la gestion des services écosystémiques, ainsi que la quantification des principaux moteurs des services écosystémiques, et des taxons/communautés qui en sont responsables.

Leviers d'action visant à limiter la contamination des milieux par les PPP et leurs effets sur la biodiversité

Biocontrôle

- Etudier le devenir dans l'environnement et les effets sur la biodiversité du biocontrôle.

Gestion des paysages

- Développer des approches interdisciplinaires abordant l'ensemble de la chaîne pressions − transferts − expositions − effets et les différents compartiments (sol, air, eau, biote).
- Améliorer la compréhension et la modélisation du rôle multifonctionnel des éléments paysagers (limitation des transferts de PPP et/ou leurs effets) pour optimiser leurs localisations et caractéristiques.
- Favoriser l'acquisition de données à l'échelle paysagère dans des contextes différenciés de situations agro-paysagères pour mieux cerner les facteurs de variabilité et pour paramétrer les modèles.

Encadrement réglementaire de l'évaluation des risques

- Développer la transposition des méthodes d'évaluation des dangers (et notamment des méthodes de modélisation, de « omics », etc.) dans un contexte réglementaire d'évaluation des risques.
- Améliorer la transposition des méthodes d'évaluation des effets sur les services écosystémiques dans un contexte réglementaire d'évaluation des risques.

Focus sur quelques substances, modes d'action et impacts de produits phytopharmaceutiques

Les focus qui suivent permettent de rassembler les informations mises en évidence dans l'ensemble des chapitres de la Partie II, qui concernent des sujets ayant spécifiquement fait l'objet d'initiatives prises dans le domaine gouvernemental, telles qu'elles sont identifiées dans le Chapitre 1 (section 1.4. Initiatives spécifiques).

Ces sujets n'ont pas fait l'objet d'un ciblage spécifique de la recherche bibliographique, pour ne pas orienter l'état des lieux des connaissances. Les données scientifiques recueillies dans ces annexes sont donc issues de la démarche de recueil et d'analyse des références telle qu'elle est décrite au Chapitre 2 et dans chacun des chapitres de la Partie II.

Focus 1. Chlordécone 1315

Focus 2. Perturbateurs endocriniens 1319

Focus 3. Néonicotinoïdes 1327

Focus 4. Effets des produits phytopharmaceutiques sur la pollinisation et les insectes pollinisateurs 1355

Focus 5. Glyphosate 1365

Focus 6. Fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI) 1387

Focus 7. Cuivre 1391

Focus 1. Chlordécone

Auteur : Wilfried Sanchez

La chlordécone a été utilisée, entre 1972 et 1993, comme insecticide, en Martinique et en Guadeloupe, sur les cultures de bananes pour lutter contre le charançon du bananier (*Cosmopolites sordidus*). Elle a également été utilisée dans des cultures maraichères et d'agrumes. Des analyses dans le biote ont détecté cette molécule en Nouvelle Calédonie (Fey *et al.*, 2019) et en Polynésie française (Roche *et al.*, 2011; Salvat *et al.*, 2012), cette présence étant imputable à la métabolisation du Mirex utilisé pour la lutte antiparasitaire à l'intérieur des habitations.

La structure bishomocubane de cette molécule la rend très persistante, bioaccumulable et fortement adsorbée sur la matière organique et dans les sols en général.

Son utilisation importante associée à sa persistance ont conduit à une contamination des écosystèmes dans les Antilles françaises. Aussi, depuis 2008, 4 plans chlordécone successifs ont permis l'amélioration des connaissances sur l'état de la contamination et le devenir de la chlordécone dans les différents compartiments de l'environnement ainsi que la sensibilisation à la protection de la population, et le soutien aux professionnels impactés. Le plan chlordécone IV (2021-2027) prévoit des actions en matière de communication, de recherche et de formation/éducation ainsi que des stratégies thématiques dans 3 domaines que sont la « santé - environnement - alimentation », la « santé - travail » et la « socio-économie ».

Une analyse des publications sur la chlordécone entre 2002 et 2021 permet d'identifier 279 références dans le Web of Science dont une très large majorité est produite par des équipes françaises. D'un point de vue thématique, les sciences de l'environnement sont très représentées suivies de la toxicologie, l'ingénierie écologique et la santé environnementale. Ce corpus bibliographique permet donc de renseigner sur la contamination de l'environnement par la chlordécone. Les données issues des études scientifiques peuvent alors être complétées par celles des réseaux de surveillance, la chlordécone étant une molécule suivie spécifiquement en Guadeloupe et en Martinique en raison d'une utilisation passée circonscrite à ces territoires. Ce corpus nous renseigne aussi sur les impacts de cette molécule.

1. Contamination environnementale par la chlordécone

Dans les sols, il existe une cartographie de la contamination en Martinique et de manière moins détaillée en Guadeloupe qui met en évidence une contamination importante, en particulier dans les parcelles cultivées ou anciennement cultivées en bananes et les parcelles avoisinantes. A titre d'exemple, en Martinique, sur 11 349 hectares analysés, 52% présentaient une concentration en chlordécone détectable dont 17% avec des concentrations supérieures à 1 mg/kg (Desprats, 2020). En Guadeloupe, les données encore parcellaires produites sur 5 140 hectares montraient des résultats similaires avec 52% de la surface présentant une concentration de chlordécone détectable dont 24% avec des concentrations supérieures à 1 mg/kg.

Des travaux portant sur les produits de transformation de la chlordécone ont permis d'identifier plusieurs d'entre eux : chlordécone-5b-hydro, dihydrochlordécone, pentachloroindène, des trichloroindène-acide carboxylique (isomères 4 et 7), des tétrachloroindène-acide carboxylique (isomères 4 et 7), le 10-monohydrochlordécone ainsi que des trihydro-chlordécones, des tétra-chloroindènes, un dérivé monohydrochlordécol et deux dichloroindène-acide carboxylique (Chevallier *et al.*, 2019). L'essentiel de ces produits de transformation provient de la dégradation chimique ou microbienne naturelle de la chlordécone. Leurs concentrations varient de quelques mg/kg à plusieurs centaines de mg/kg en fonction du type de sol. Toutefois, une partie d'entre eux pourrait être issue des formulations commerciales qui peuvent parfois contenir des impuretés incluant des produits de transformation (Devault *et al.*, 2016).

Dans les cours d'eau, la chlordécone est retrouvée aussi bien dans l'eau des rivières guadeloupéennes avec des concentrations pouvant atteindre 43 µg/L (Rochette *et al.*, 2020), que dans les sédiments (Coat *et al.*, 2011) et le biote avec des concentrations proches de 5 mg/kg de poids sec rapportées dans des poissons et crustacés prélevés en Guadeloupe (Monti et Lemoine, 2007).

Dans le milieu marin, la chlordécone est responsable du déclassement de la quasi-totalité des masses d'eau côtières martiniquaises dans le cadre de la DCE. Aux Antilles, elle est retrouvée dans les différentes matrices de l'environnement. Dans le biote, matrice de prédilection pour sa détection, des concentrations pouvant atteindre le mg voir la dizaine de mg/kg de poids frais sont rapportées (Coat *et al.*, 2006; Bodiguel *et al.*, 2011; Coat *et al.*, 2011; Dyc *et al.*, 2015; Dromard *et al.*, 2016; Dromard *et al.*, 2018; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020). En Nouvelle-Calédonie, la chlordécone est retrouvée chez des organismes récifaux à des concentrations pouvant dépasser 13 µg/kg de poids sec (Fey *et al.*, 2019). Elle est également détectée, en Polynésie française, chez des invertébrés, des poissons différemment positionnés dans la chaine trophique avec des concentrations atteignant plus de 2 µg/kg de poids frais avec une augmentation des concentrations parallèlement à l'augmentation des niveaux trophiques (Roche *et al.*, 2011; Salvat *et al.*, 2012).

La chlordécone n'a pas été détectée dans le cadre de la surveillance de la qualité de l'air aux Antilles et ceci malgré des efforts méthodologiques visant à augmenter la sensibilité de la méthode de dosage utilisée (ANSES, 2020).

2. Mobilité de la chlordécone dans les écosystèmes

Bien que les propriétés intrinsèques de la chlordécone plaident pour une adsorption forte dans les sols, un phénomène de bioaccumulation a été rapporté dans différents types de cultures (Cabidoche et Lesueur-Jannoyer, 2012) et des animaux d'élevage (Jondreville *et al.*, 2014; Collas *et al.*, 2019). De plus, des travaux réalisés sur le concombre (*Cucumis sativus*) montrent que la 5béta-hydro-chlordécone est absorbée par les plantes jusque dans les parties hautes des feuilles (Clostre *et al.*, 2015; Clostre *et al.*, 2017).

La principale source d'apport de chlordécone dans les milieux aquatiques est le lessivage et l'érosion des sols. Les apports de chlordécone sont donc très dépendants des précipitations (De Rock *et al.*, 2020) mais aussi de la nature du sol et de sa couverture (Sabatier *et al.*, 2021). Une fois en milieu côtier, il est observé un gradient décroissant depuis la côte vers le large (Bodiguel *et al.*, 2011; Dromard *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020; Bodiguel et Doussan, 2021).

La contamination des réseaux trophiques par la chlordécone est à ce jour celle qui est la mieux décrite en raison du grand nombre d'espèces qui ont été analysées. Il apparait 2 modes de contamination : une contamination par balnéation d'une part qui va être dépendante de la concentration dans l'eau et une contamination par voie trophique d'autre part avec une bioaccumulation voire une bioamplification dans certains cas le long des réseaux trophiques (Coat *et al.*, 2006; Bodiguel *et al.*, 2011; Coat *et al.*, 2011; Dromard *et al.*, 2016; Dromard *et al.*, 2018; Mendez-Fernandez *et al.*, 2018; De Rock *et al.*, 2020). La bioaccumulation de la chlordécone dépend du mode d'alimentation et du lieu de vie des espèces et va donc varier entre les espèces tout comme la dépuration.

En complément, les travaux de Benoit *et al.* (2017) suggèrent, en utilisant l'outil TYpol, proposant des approches typologiques basées sur l'utilisation des QSAR, que les produits de transformation mono-, di- et tri-hydrochlordécone, ont des propriétés physicochimiques semblables et, par conséquent, une persistance dans l'environnement proche de celle de la chlordécone.

3. Effets de la chlordécone sur la biodiversité

Si la contamination des écosystèmes par la chlordécone est largement étudiée, les effets de celle-ci sur les différentes composantes de la biodiversité sont peu documentés et la majorité des travaux sur ce thème porte sur des expérimentations mono-spécifiques majoritairement réalisées en conditions contrôlées.

Brièvement, ces travaux documentent des impacts sur des fonctions clés pour les organismes telles que la reproduction et le développement. Chez des invertébrés aquatiques, il a été rapporté des effets négatifs sur le processus de mue chez l'écrevisse (*Macrobrachium rosenbergii*), une espèce consommée par la population humaine, et sur certaines protéines impliquées dans la reproduction (ovipostatine, schistosomine) chez la lymnée

(*Lymnaea stagnalis*) (Lagadic, 2015), espèce modèle en écotoxicologie. Chez les poissons, divers travaux menés sur des espèces modèles étudiées en toxicologie de l'environnement et exposées à la chlordécone.

documentent la capacité de cette molécule à se fixer aux récepteurs aux œstrogènes (ERα et ERβ) et aux androgènes (AR), à augmenter le niveau d'expression de nombreux gènes impliqués dans la voie de synthèse des œstrogènes (*erα, erβ, vtg, cyp19a1, cyp17a1, cyp11a1*) ou encore à perturber la structure histologique de la gonade femelle allant jusqu'à des diminutions de l'indice gonado-somatique (Yang *et al.*, 2016). Si ces perturbations à de faibles niveaux d'organisation biologique pourraient se répercuter sur les populations, animales concernées aucune étude ne renseigne sur les effets à ce niveau d'organisation.

Chez les vertébrés terrestres, l'absence de données sur les impacts de la contamination par la chlordécone sur les individus et les populations est également constatée. Si une étude menée sur le Martin pêcheur à ventre roux (*Megaceryle torquata stictipennis*) émet l'hypothèse d'un lien entre la disparition de cette espèce et la contamination de leur habitat par la chlordécone, celle-ci n'est pas étayée par les mesures disponibles (Villard *et al.*, 2021).

Des travaux menés sur différents sols additionnés ou pas de chlordécone mettent en évidence une modification de l'abondance des groupes bactériens à Gram négatif et une diminution de la minéralisation de l'acétate de sodium dans les sols contaminés dont la nature permet une plus grande disponibilité de la chlordécone (Merlin *et al.*, 2016).

L'ensemble des travaux présentés ci-dessus renseigne sur une contamination importante des écosystèmes antillais par la chlordécone et dans une moindre mesure des territoires ultra-marins français du Pacifique. Ils mettent en revanche en évidence un manque de connaissance concernant les effets de cette contamination sur les différentes composantes de la biodiversité incluant les effets sur les services écosystémiques.

Références bibliographiques

ANSES, 2020. *Campagne nationale exploratoire des pesticides dans l'air ambiant Premières interprétations sanitaires*, (Autosaisine n° 2020-SA-0030), 141. Rapport d'appui scientifique et technique.

Benoit, P.; Mamy, L.; Servien, R.; Li, Z.; Latrille, E.; Rossard, V.; Bessac, F.; Patureau, D.; Martin-Laurent, F., 2017. Categorizing chlordecone potential degradation products to explore their environmental fate. *Science of the Total Environment*, 574: 781-795. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.094

Bodiguel, L.; Doussan, I., 2021. Synthèse Agriculture et environnement mars 2020 - fév 2021. *Droit de l'environnement*, mars 2021 (n°298,): 128-136.

Bodiguel, X.; Fremery, J.; Bertrand, J.A., 2011. *Devenir de la chlordécone dans les réseaux trophiques des espèces marines consommées aux Antilles (CHLORETRO)* Rapport final de Convention Ifremer, ODE Martinique et DSV Martinique, 46.

Cabidoche, Y.M.; Lesueur-Jannoyer, M., 2012. Contamination of Harvested Organs in Root Crops Grown on Chlordecone-Polluted Soils. *Pedosphere*, 22 (4): 562-571. https://doi.org/10.1016/s1002-0160(12)60041-1

Chevallier, M.L.; Della-Negra, O.; Chaussonnerie, S.; Barbance, A.; Muselet, D.; Lagarde, F.; Darii, E.; Ugarte, E.; Lescop, E.; Fonknechten, N.; Weissenbach, J.; Woignier, T.; Gallard, J.F.; Vuilleumier, S.; Imfeld, G.; Le Paslier, D.; Saaidi, P.L., 2019. Natural Chlordecone Degradation Revealed by Numerous Transformation Products Characterized in Key French West Indies Environmental Compartments. *Environmental Science & Technology*, 53 (11): 6133-6143. https://doi.org/10.1021/acs.est.8b06305

Clostre, F.; Cattan, P.; Gaude, J.M.; Carles, C.; Letourmy, P.; Lesueur-Jannoyer, M., 2015. Comparative fate of an organochlorine, chlordecone, and a related compound, chlordecone-5b-hydro, in soils and plants. *Science of the Total Environment*, 532: 292-300. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.026

Clostre, F.; Letourmy, P.; Lesueur-Jannoyer, M., 2017. Soil thresholds and a decision tool to manage food safety of crops grown in chlordecone polluted soil in the French West Indies. *Environmental Pollution*, 223: 357-366. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.01.032

Coat, S.; Bocquene, G.; Godard, E., 2006. Contamination of some aquatic species with the organochlorine pesticide chlordecone in Martinique. *Aquatic Living Resources*, 19 (2): 181-187. https://doi.org/10.1051/alr:2006016

Coat, S.; Monti, D.; Legendre, P.; Bouchon, C.; Massat, F.; Lepoint, G., 2011. Organochlorine pollution in tropical rivers (Guadeloupe): Role of ecological factors in food web bioaccumulation. *Environmental Pollution*, 159 (6): 1692-1701. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.036

Collas, C.; Mahieu, M.; Tricheur, A.; Crini, N.; Badot, P.M.; Archimede, H.; Rychen, G.; Feidt, C.; Jurjanz, S., 2019. Cattle exposure to chlordecone through soil intake. The case-study of tropical grazing practices in the French West Indies. *Science of the Total Environment*, 668: 161-170. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.384

De Rock, P.; Dromard, C.; Allenou, J.P.; Thouard, E.; Cimiterra, N.; Bouchon, C.; Bouchon-Navaro, Y.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Gonzalez, J.L.; Guyomarch, J., 2020. *Recherche des voies de contamination des écosystèmes marins côtiers de la Martinique par le chlordécone. Projet ChloAnt* Rapport IFREMER RBE/BIODIVENV/2020-01, 65.

Desprats, J.F., 2020. Poursuite de la cartographie sur la contamination des sols par la chlordécone – 2019-2021, (Rapport d'avancement BRGM RP-70232-FR).

Devault, D.A.; Laplanche, C.; Pascaline, H.; Bristeau, S.; Mouvet, C.; Macarie, H., 2016. Natural transformation of chlordecone into 5b-hydrochlordecone in French West Indies soils: statistical evidence for investigating long-term persistence of organic pollutants. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 81-97. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4865-0

Dromard, C.R.; Bodiguel, X.; Lemoine, S.; Bouchon-Navaro, Y.; Reynal, L.; Thouard, E.; Bouchon, C., 2016. Assessment of the contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe and Martinique (Lesser Antilles). *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (1): 73-80. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4732-z

Dromard, C.R.; Guene, M.; Bouchon-Navaro, Y.; Lemoine, S.; Cordonnier, S.; Bouchon, C., 2018. Contamination of marine fauna by chlordecone in Guadeloupe: evidence of a seaward decreasing gradient. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (15): 14294-14301. https://doi.org/10.1007/s11356-017-8924-6

Dyc, C.; Covaci, A.; Debier, C.; Leroy, C.; Delcroix, E.; Thome, J.P.; Das, K., 2015. Pollutant exposure in green and hawksbill marine turtles from the Caribbean region. *Regional Studies in Marine Science*, 2: 158-170. https://doi.org/10.1016/j.rsma.2015.09.004

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Jondreville, C.; Lavigne, A.; Jurjanz, S.; Dalibard, C.; Liabeuf, J.M.; Clostre, F.; Lesueur-Jannoyer, M., 2014. Contamination of free-range ducks by chlordecone in Martinique (French West Indies): A field. *Science of the Total Environment*, 493: 336-341. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.05.083

Lagadic, L., Ducrot, V., Thome, J.-P., Forge- Leray, J., Boulang- Lecomte, C., Giusti, A., Joaqui- Justo, C., Gismondi, E., Petrucciani, N., Adam, C., Legrand, E., Besnard, A.-L., Collinet, M., Coke, M., Quemeneur, A., Azam, D., Coutellec, M.-A. 2015. Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité. CREOLE EST-2011/1/190. Rapport final. PNR EST ANSES, AO 2011. 46 pages 2015. *Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité.*

Mendez-Fernandez, P.; Kiszka, J.J.; Heithaus, M.R.; Beal, A.; Vandersarren, G.; Caurant, F.; Spitz, J.; Taniguchi, S.; Montone, R.C., 2018. From banana fields to the deep blue: Assessment of chlordecone contamination of oceanic cetaceans in the eastern Caribbean. *Marine Pollution Bulletin*, 137: 56-60. https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.10.012

Merlin, C.; Devers, M.; Beguet, J.; Boggio, B.; Rouard, N.; Martin-Laurent, F., 2016. Evaluation of the ecotoxicological impact of the organochlorine chlordecone on soil microbial community structure, abundance, and function. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4185-4198. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-4758-2

Monti, D.; Lemoine, S., 2007. Evaluation de la biocontamination en Chlordecone, β-Hexachlorocyclohexane et Cadusaphos de Crustacés et Poissons d'eau douce en Guadeloupe. EA 923-DYNECAR. Convention du Minstère de l'Outremer. Université des Antilles et de la Guyane., 32.

Roche, H.; Salvat, B.; Ramade, F., 2011. Assessment of the pesticides pollution of coral reefs communities from french polynesia from French Polynesia. *Revue d'Ecologie*, 66 (1): 3-10. http://hdl.handle.net/2042/55860

Rochette, R.; Bonnal, V.; Andrieux, P.; Cattan, P., 2020. Analysis of surface water reveals land pesticide contamination: an application for the determination of chlordecone-polluted areas in Guadeloupe, French West Indies. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (33): 41132-41142. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10718-y

Sabatier, P.; Mottes, C.; Cottin, N.; Evrard, O.; Comte, I.; Piot, C.; Gay, B.; Arnaud, F.; Lefevre, I.; Develle, A.L.; Deffontaines, L.; Plet, J.; Lesueur-Jannoyer, M.; Poulenard, J., 2021. Evidence of Chlordecone Resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2296-2306. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207

Salvat, B.; Roche, H.; Berny, P.; Ramade, F., 2012. Researches on the contamination by pesticides of marine organisms within coral reef trophic webs in French Polynesia. *Revue D Ecologie-La Terre Et La Vie*, 67 (2): 129-147.

Villard, P.; Ferchal, A.; Feldmann, P.; Pavis, C.; Bonenfant, C., 2021. Habitat selection by the Ringed Kingfisher (Megaceryle torquata stictipennis) on Basse-Terre, Guadeloupe: possible negative association with chlordecone pollution. *Journal of Caribbean Ornithology*, 34: 32-40. https://jco.birdscaribbean.org/index.php/jco/article/view/1284/984

Yang, L.; Zhou, B.; Zha, J.; Wang, Z., 2016. Mechanistic study of chlordecone-induced endocrine disruption: Based on an adverse outcome pathway network. *Chemosphere*, 161: 372-381. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.034

Focus 2. Perturbateurs endocriniens

Auteur : Wilfried Sanchez

Concept apparu au début des années 90, les perturbateurs endocriniens (PE) représentent une catégorie de substances ayant un effet commun. En effet, les PE sont définis comme des substances chimiques, naturelles ou de synthèse, qui interfèrent avec la synthèse, la sécrétion, le transport, l'action et l'élimination des hormones naturellement présentes dans l'organisme. Ainsi, de nombreux travaux portant sur les effets des PPP ont permis d'identifier le caractère PE de certaines molécules parmi lesquelles des insecticides (ex. DDT, DDE, dieldrine, toxaphène, lindane, méthoxychlore, endosulfan, pyréthrinoïdes), des fongicides (ex. vinclozoline) ou encore des herbicides (ex. linuron, diuron). Ces travaux portent essentiellement sur les vertébrés terrestres et aquatiques.

1. Les effets de perturbation endocrinienne mis en évidence

Des perturbations endocriniennes et leurs conséquences à l'échelle populationnelle chez la faune sauvage ont été démontrées pour de nombreuses substances aujourd'hui interdites ou dont l'usage est de plus en plus restreint (ex. organochlorés, carbamates, triazines, organophosphorés) (Kohler et Triebskorn, 2013 ; Matthiessen, 2018). Cependant, si les molécules actuellement utilisées sont globalement considérées comme ayant un potentiel de perturbation endocrinienne moindre, des preuves de ce type d'effet sur différents taxons sont progressivement mis en évidence pour plusieurs familles de molécules autorisées telles que les organophosphorés, les pyréthrinoïdes, les thiocarbamates, les néonicotinoides et les triazoles (Kohler et Triebskorn, 2013 ; Lopez-Antia *et al.*, 2013 ; 2018 ; Matthiessen *et al.*, 2018). L'exposition à des PE, à l'âge adulte ou durant la croissance mais également durant le développement pré- et néonatal, peut affecter sur le long terme les régulations hormonales et les comportements associés à la reproduction (par exemple liés à l'appariement et à l'élevage de la progéniture) ou importants pour la survie (comportements anti-prédateur et d'anxiété). De tels effets sur le comportement ont été montrés chez les oiseaux et les mammifères pour différents composés comme le glyphosate, le dicarboximide vinclozoline, l'aryloxyphenoxypropionique haloxyfop-p-methyl ester, ou encore le fipronil (Engell *et al.*, 2006 ; Satre *et al.*, 2009 ; Magalhaes *et al.*, 2015 ; Mendes *et al.*, 2018 ; Dechartres *et al.*, 2019 ; Krishnan *et al.*, 2019). Le lien direct avec les perturbations hormonales n'est pas systématiquement mis en évidence, les altérations du comportement peuvent être causées par d'autres mécanismes tels que la neurotoxicité par exemple ou d'autres altérations physiologiques. Des études en conditions contrôlées de laboratoire (ou semi-expérimentales en volières) testent des relations entre des niveaux d'hormones (ou précurseurs hormonaux, ex. stérols) et des paramètres du succès reproducteur (ex. Grote *et al*., 2008 ; Lopez-Antia *et al*., 2018).

Concernant les **oiseaux**, un travail a récemment tenté d'identifier différentes espèces focales en fonction du type de question sur les PE (dont des pesticides) (Jaspers *et al.*, 2013). Néanmoins, l'évaluation des effets négatifs potentiels dus à l'exposition est encore compliquée par la grande diversité qui existe entre les espèces aviaires, en termes de stratégies de reproduction, différenciation sexuelle et migration ou longévité. Les différences dans les stratégies de reproduction, en particulier dans les schémas et mécanismes de développement des poussins (nidifuges / nidicoles), favorisent l'existence, parmi les différents oiseaux, d'un large éventail de réponses aux PE de type stéroïdien (Ottinger et Dean, 2011). Des études récentes montrent des perturbations hormonales chez les oiseaux ciblant dans de nombreux cas l'axe hypothalamo-hypophyso-thyroïdien, avec des désordres dans le niveau des hormones thyroïdiennes (Pandey et Mohanty, 2015 ; Leemans *et al.*, 2019) ou affectant l'axe hypothalamo-gonadique (Mohanty *et al.*, 2017), et des conséquences avérées sur la reproduction (Pandey et Mohanty, 2015 ; Pandey *et al.*, 2017). Le potentiel de perturbation endocrinienne lié à l'activité oestrogénique des substances, a été montré pour différentes molécules comme le diazinon, le tolclofos–methyl, le pyriproxyfen, le prothiofos et le thiabendazole, avec des effets synergiques des mélanges faisant varier les doses effectives d'un facteur 10 (par exemple mélange prothiofos + pyriproxyfen ou thiabendazole + orthophenylphenol) (Manabe *et al.*, 2006).

Chez les **mammifères** terrestres, dans une revue sur les effets environnementaux des pesticides, Köhler et Triebskorn (2013) précisent que plus de 120 substances sont considérées comme des PE parmi les pesticides. Ils citent notamment des insecticides organochlorés, organophosphorés, carbamates, pyréthrinoïdes, des fongicides thiocarbamates, des herbicides triazines et des fongicides triazolés chez les rongeurs. Il s'agit essentiellement d'études expérimentales sur rongeurs de laboratoire. On peut citer, par exemple, l'étude de Ruiz *et al*. (2019) chez la souris qui montre l'existence d'effets sexe-dépendants sur le métabolisme énergétique. Après exposition *in utero*, les femelles ont montré une sensibilité accrue à l'insuline, une activité de synthèse de glucose par néoglucogénèse normale et une diminution de la production de tissu adipeux alors que, chez les mâles, la sensibilité à l'insuline et le développement du tissu adipeux n'étaient pas modifiés. Récemment (Tetsatsi *et al.*, 2019), ont également étudié les effets des néonicotinoïdes sur la reproduction, comme l'imidaclopride (diminution de la vitalité et du nombre de spermatozoïdes, réduction de la masse des organes sexuels et diminution de la production des hormones sexuelles FSH et LH chez le rat mâle). Les néonicotinoïdes, qu'ils soient étudiés seuls ou en mélange avec d'autres insecticides organophosphorés ou des fongicides comme le propinèbe ou le mancozèbe, présentent des effets multiples sur les gonades et sur la thyroïde. Toutefois, les études de terrain sur ce sujet, confirmant ou démontrant la portée de ce type d'effets sont rarissimes, et concernent essentiellement des insecticides organochlorés ou organophosphorés, très généralement associés aux autres polluants organiques persistants et perturbateurs endocriniens que sont les PCB.

Concernant les **reptiles**, il existe plusieurs preuves de perturbations endocriniennes par des PPP. La plupart des études de terrain se sont focalisées sur les organochlorés. Elles ont montré des troubles hormonaux affectant les concentrations en stéroïdes sexuels et des perturbations du dimorphisme sexuel chez des populations d'alligators colonisant des lacs contaminés par le DDT et dérivés (Boggs *et al.*, 2011). Seuls Bicho *et al*. (2013) se sont intéressés au potentiel de perturbation endocrinienne d'autres pesticides que des organochlorés *in situ*. Des mâles adultes de lézards *Podarcis bocagei* capturés dans des sites traités par plusieurs herbicides (alachlore, bentazone, dicamba, diméthenamide-P, mésotrione et/ou terbuthylazine) présentaient des modifications histologiques de la glande thyroïde et des testicules ainsi qu'une activation des récepteurs testiculaires à hormones thyroïdiennes comparés à des individus provenant de sites non traités. Aucune différence des concentrations plasmatiques en testostérone n'a été détectée. Ces résultats suggèrent que ces herbicides peuvent induire des perturbations thyroïdiennes qui affecteraient le système reproducteur mâle chez des lézards. L'alachlore dont les effets thyroïdiens ont été démontrés chez les mammifères pourrait être le principal responsable des effets observés d'après Bicho *et al*. (2013). Suite à l'exposition à différentes substances actives en conditions contrôlées, des variations des niveaux d'hormones thyroïdiennes, de stress ou sexuelles, des lésions des glandes endocrines ou des modifications d'expression de gènes impliqués dans le fonctionnement endocrinien ont été mesurées pour des fongicides (triadimenol, Wang *et al*., 2020b ; méthyl thiophanate, De Falco *et al*., 2007), des insecticides (dinotéfurane, thiaméthoxame et imidaclopride, Wang *et al*., 2019a ; Wang *et al.*, 2020a ; flufenoxuron, diflubenzuron, Chang *et al*., 2019 ; alpha-cyperméthrine, Chen *et al*., 2019 ; lambda-cyhalothrine, Chang *et al.*, 2018) ou des herbicides (L-glufosinate-ammonium, Zhang *et al*., 2020) chez plusieurs espèces de reptiles. Elles témoignent du potentiel de ces pesticides appartenant à différentes familles chimiques à induire des perturbations du système neuroendocrine, mais les mécanismes causaux et les conséquences sur les individus n'ont que très rarement été décrits ou évalués. Parmi ces études, seuls Zhang *et al*. (2020) ont établi des relations entre ces perturbations hormonales, les fonctions physiologiques qu'elles contrôlent et les conséquences sur les traits d'histoire de vie, notamment la reproduction. Aucune étude n'a à ce jour recherché de relation entre des perturbations endocriniennes et des effets sur les populations. Une autre synthèse montre que, même dans des zones conduites en agriculture biologique, les substances employées (y compris les matières fertilisantes) peuvent être des sources de stéroïdes pouvant altérer la reproduction de lézards (Silva *et al.*, 2020).

Chez les **poissons**, deux indicateurs sont particulièrement étudiés. Le premier est l'induction de la vitellogénine, qui n'est normalement pas détectable chez les mâles et les juvéniles mais qui le devient lorsque des individus sont exposés à des PE (Vos *et al.*, 2000 ; Martyniuk *et al.*, 2020). Un second indicateur est la formation d'ovotestis, correspondant à des gonades qui renferment à la fois des cellules caractéristiques des ovaires et des testicules. De façon générale, les organismes exposés à des PE présentent une réduction de la taille des gonades, des changements au niveau des caractères sexuels, un retard de la maturité sexuelle et des désordres hormonaux

(Martyniuk *et al.*, 2020 ; Singh et Chandra, 2019 ; Vos *et al.*, 2000). Brander *et al*. (2016) ont observé une modification de l'indice gonado-somatique, de la taille des follicules ovariens et des niveaux d'œstradiol plasmatique chez des poissons exposés à de la bifenthrine. Ils reportent aussi que les effets sont modulés par le niveau de salinité. De façon plus détaillée, une perturbation de la production d'hormones sexuelles peut être observée chez des poissons mâles exposés à de faibles niveaux de PE (de l'ordre du ng/L). Une réduction de la testostérone est accompagnée d'une augmentation de la vitellogénine, suggérant un effet agoniste sur les récepteurs à œstrogènes (Martyniuk *et al.*, 2020). Des poissons exposés durant deux semaines à des PPP organochlorés (OC - endosulfan), ont une spermatogénèse perturbée, en lien avec les dommages que les OC provoquent sur deux types cellulaires essentiels à la synthèse de testostérone : les cellules de Sertoli qui sont endommagées et les cellules de Leydig dont le nombre diminue (Martyniuk *et al.*, 2020). Des poissons mâles exposés à des doses environnementales de PE (comme des PPP OC) présentent une diminution de la quantité de spermatozoïdes matures, lesquels sont également moins mobiles et moins rapides (Brander *et al.*, 2016 ; Martyniuk *et al.*, 2020). Les effets reprotoxiques de PE sont moins renseignés chez les poissons femelles ; il est toutefois reporté chez celles-ci une production altérée ou inappropriée de protéines, accompagnée d'une diminution de la production d'ovocytes (Brander *et al.*, 2016), un retard dans la maturation gonadiale, une atrésie folliculaire ainsi qu'une désorganisation du tissu ovarien et un nombre réduit d'ovocytes viables (Martyniuk *et al.*, 2020). De telles perturbations engendrées par les PE entraînent dans certains cas une baisse de la fécondité et en conséquence une réduction du succès de fertilisation chez les poissons, comme observé pour le saumon atlantique *Salmo salar* (Richterova et Svobodova, 2012), le gardon *Rutilus rutilus* (Sumpter, 2005) ou encore chez le médaka *Oryzias latipes* (Overturf *et al.*, 2015) pour ne citer que quelques exemples. Il est aussi reporté une diminution du taux d'éclosion d'œufs de poissons exposés à 3,8 µg/L de propanil (Kanawi *et al.*, 2016). Les conséquences d'expositions de poissons à des PE vont jusqu'à modifier le sexe-ratio des populations piscicoles (Brander *et al.*, 2016). On reporte ainsi des cas de féminisation ou de masculinisation de populations piscicoles (intersexe), sachant que le premier cas est largement plus fréquent (Sumpter, 2005). Il est à noter toutefois que les effets des PE sont essentiellement étudiés à l'échelle des individus. Peu d'information est disponible à l'échelle de la population (Sumpter, 2005). Plusieurs études dénoncent également un manque d'informations concernant les effets de mélanges de PE sur le biote (Sumpter, 2005 ; Overturf *et al.*, 2015), alors même que cela représente le contexte d'exposition le plus proche de la réalité. Martyniuk *et al*. (2020) préconisent davantage d'études sur l'effet de pesticides organochlorés sur le développement des œufs des téléostéens

Chez les amphibiens, il a été montré que des expositions d'**amphibiens** (*Rana pipiens*, *Xenopus laevis*) à de l'atrazine induisent une féminisation des gonades d'individus mâles (incluant des intersexes, avec la présence d'oocytes dans les gonades mâles) et ce à des concentrations mesurées dans des hydrosystèmes (Orton et Tyler, 2015). De la même façon, la métamorphose chez les amphibiens est perturbée en présence de PE (Pinelli *et al.*, 2019), avec également des malformations chez certains individus exposés à des pesticides ou à des fertilisants (par ex. métamorphose retardée accompagnée de malformations squelettiques chez le crapaud commun *Bufo bufo* exposé entre 0,01 et 0,1 mg/L d'endosulfan). D'ailleurs, nombre d'auteurs (ex. Orton et Tyler, 2015 ; Pinelli *et al.*, 2019 ; Venturino *et al.*, 2003) rappellent que la pollution des milieux fait partie des facteurs contribuant au déclin des populations d'amphibiens.

Chez les **invertébrés**, il est important de souligner le manque critique de connaissances et d'outils permettant d'évaluer la perturbation endocrinienne. Ce type de perturbation ouvre des champs de recherche sur les conséquences pour le développement et la reproduction des individus au sein des populations. De tels effets sont pourtant suspectés ou démontrés chez certaines espèces, pour divers pesticides (chlordécone, vinclozoline, pyriproxyfen : rapport final projet CREOLE 2015, PNR-EST (Lagadic, 2015) ; Legrand *et al*., 2017 ; Jaegers et Gismondi, 2020 ; Lafontaine *et al*., 2016), leurs adjuvants (nonyl-phénol, produit de dégradation final des nonylphénols polyéthoxylés, entrant dans les formulations d'herbicides comme le fomesafen ou le diquat par exemple), ou leurs synergisants (PBO ; Baldwin et Leblanc, 1994). Chez les arthropodes, la PE est même le mode d'action de certains insecticides chez les espèces cibles (inhibiteurs hormonaux juvenoïdes ou ecystréroïdes).

2. La réglementation applicable aux PPP perturbateurs endocriniens

D'un point de vue réglementaire, une substance active, un phytoprotecteur ou un synergiste, ne peut être approuvé que s'il n'est pas considéré comme ayant des effets perturbateurs endocriniens pour les humains et les organismes non-cibles (Règlement 1107/2009, annexe II points 3.6.5 et 3.8.2.). Il s'agit là d'une disposition faisant suite à une demande du Parlement européen lors de l'évaluation à mi-parcours de la mise en œuvre de la directive 91/414/CEE, qui relevait que ces derniers échappaient à l'évaluation. Plusieurs éléments justifient les difficultés rencontrées pour définir les substances ayant des effets PE, puis les difficultés relatives aux méthodes d'évaluation à mettre en œuvre. Outre la non-linéarité de la relation entre l'exposition et l'effet, le fait que les classifications réglementaires des perturbateurs endocriniens soient fondées sur les effets et non sur le mécanisme d'action des substances, a entraîné un processus long et controversé qui a conduit en 2018 à la définition de critères d'identification de substances présentant des effets perturbateurs endocriniens (Ravel et Kah, 2018). Ainsi, le règlement 2018/605 de la commission européenne en date du 19 avril 2018 dispose qu'une substance active, un phytoprotecteur ou un synergiste, est considéré comme ayant des propriétés perturbant le système endocrinien qui peuvent causer des effets indésirables sur des organismes non-cibles si, sur la base des points 1) à 4) du troisième alinéa, il s'agit d'une substance qui répond à l'ensemble des critères suivants, à moins qu'il soit démontré que les effets indésirables identifiés ne sont pas pertinents au niveau de la (sous-)population pour les organismes non-cibles :

1) elle présente un effet indésirable chez des organismes non-cibles, à savoir un changement dans la morphologie, la physiologie, la croissance, le développement, la reproduction ou la durée de vie d'un organisme, d'un système ou d'une (sous-)population qui se traduit par l'altération d'une capacité fonctionnelle ou d'une capacité à compenser un stress supplémentaire ou par l'augmentation de la sensibilité à d'autres influences ;
2) elle a un mode d'action endocrinien, c'est-à-dire qu'elle altère la ou les fonctions du système endocrinien ;
3) l'effet indésirable est une conséquence du mode d'action endocrinien (il n'existe pas de classe "Perturbateur endocrinien probable").

Au regard de ces critères, Demy (2020) souligne le risque que la réglementation ne concerne finalement qu'un nombre restreint de substances en raison de la difficulté à appliquer une catégorie réglementaire homogène à des processus complexes, en particulier concernant la relation causale entre l'effet endocrinien et l'impact toxique. L'initiative prise en juin 2020 au sein de l'Union européenne par les autorités de six pays dont la France, de mettre en ligne la liste des substances qui ont été évaluées au regard de leur classification comme perturbateur endocrinien[1], ne fait ainsi apparaitre qu'un PPP, le mancozèbe, comme substance caractérisée au niveau de l'UE pour ses effets de perturbation endocrinienne. Les travaux analysés dans le cadre de cette ESCo n'ont pas permis d'identifier d'études portant sur la caractérisation du lien entre l'effet endocrinien et l'impact toxique confirmant ainsi ce risque.

Afin de mettre en œuvre cette réglementation, l'OCDE propose des lignes directrices normalisées pour l'évaluation du caractère perturbateur endocrinien des substances chimiques incluant les PPP (OCDE, 2018). Ce document liste, pour les mammifères et les non-mammifères, une série de tests validés par l'OCDE mais aussi des tests non encore validés mais faisant l'objet d'un processus de validation (Tableau 1). Parmi ces tests figurent aussi bien des tests évaluant les effets moléculaires des PE que des tests portant sur les effets multi-générationnels.

Tableau 1. Nombre de tests listés par l'OCDE dans le document guide n° 150 de 2018

Tests	Mammifères	Non-mammifères
Validés par l'OCDE	15	13
Non validés par l'OCDE	2	11

[1] https://edlists.org/ [Consulté le 13/03/2022]

Dans une analyse récente, Huc et Barouki (2021) indiquent qu'en matière de perturbation endocrinienne, les premières alertes ne sont pas issues des tests réglementaires réalisés selon des normes précises, mais plutôt d'études scientifiques réalisées dans le milieu académique s'intéressant aux effets sur la santé humaine ou les écosystèmes. Ce constat, fidèle à la réalité, renvoie à la problématique de la normalisation des tests d'écotoxicité et à l'appropriation de ces derniers par les acteurs de la sphère académique.

3. L'évaluation réglementaire des effets de perturbation endocrinienne

Aujourd'hui, les solides connaissances acquises sur le système endocrinien des vertébrés sont appliquées dans le contexte réglementaire (outils *in silico*, *in vitro* et *in vivo* permettant de détecter les effets PE de type oestrogénique, androgénique, thyroïdien…). Elles demandent à être complétées quand il s'agit d'évaluer les risques pour les écosystèmes. En effet, alors que les invertébrés représentent la part majoritaire de la biodiversité animale, notamment dans les écosystèmes aquatiques, et qu'ils jouent un rôle essentiel dans le fonctionnement de ces écosystèmes, il y a en réalité encore aujourd'hui très peu d'outils adaptés à la détection de PE spécifiques chez ces espèces. Ce constat, partagé par les instances réglementaires et d'évaluation (U.S. EPA, 1998 ; EFSA Scientific Committee, 2013 ; OCDE, 2018) résulte en partie de la mauvaise connaissance de leur système de régulation hormonale et se traduit par l'absence d'outils spécifiques notamment utilisables en milieu naturel (Weltje et Schulte-Oehlmann, 2007). Ainsi, le schéma conceptuel proposé par l'OCDE pour le test de la perturbation endocrinienne implique 4 à 5 niveaux complémentaires, allant du plus mécaniste (interaction ligand-récepteur) au plus intégré (cycle de vie). Le schéma répertorie les différentes lignes directrices existantes et contribuant à renseigner la perturbation endocrinienne à ces différents niveaux. De façon très révélatrice des degrés disparates de connaissance en endocrinologie, ce schéma distingue les tests sur « mammifères » *versus* « non-mammifères ». Parmi les seconds (qui regroupent les tests sur modèles poisson, amphibien, collembole, enchytrée, chironome, daphnie, copépode, limnée et *Potamopyrgus antipodarum*), un seul test, le « short-term juvenile hormone activity screening assay using *Daphnia magna* » (draft OECD TG), a une pertinence mécanistique véritable, les autres ne traitant que de conséquences potentielles de la perturbation endocrinienne (ex., effet sur la fécondité). Le fait que ce test soit unique et encore au stade de document provisoire, démontre l'ampleur de la tâche à venir pour améliorer le diagnostic des substances PE et leurs impacts dans les écosystèmes aquatiques. De plus, il est important de noter que l'utilisation sans discernement de tests de transactivation *in vitro* fondés sur les récepteurs de vertébrés présente un risque important de conclusion totalement erronée. Ainsi, la preuve formelle de l'existence d'oestrogènes d'origine endogène en dehors des vertébrés n'est toujours pas faite, et a conduit à un pan de recherches s'obstinant à traquer la perturbation des voies oestrogéniques chez les invertébrés notamment chez les mollusques, pan de recherche est aujourd'hui largement remis en cause (Holzer *et al.*, 2017 ; Scott, 2018). Ainsi, chez les mollusques, le récepteur des oestrogènes exerce son activité (facteur de transcription) de façon constitutive (i.e., ligand-indépendante) et n'est transactivable par aucun oestrogène naturel ou xénoestrogène connu (Eick et Thornton, 2011).

Concernant l'étude des PE, une récente enquête menée auprès de la communauté scientifique concernée montre que les recommandations faites il y a 20 ans ne sont toujours pas suivies (Ford et LeBlanc, 2020). Les pistes identifiées par ces auteurs pour progresser dans le domaine incluent le développement d'approches de terrain (populations naturelles) et la corroboration au laboratoire d'effets observés sur le terrain (concentrations environnementales), l'étude approfondie de l'évolution des systèmes endocriniens (découverte de cibles biologiques pertinentes, indispensable pour la mise au point de biomarqueurs fiables ; apport des avancées technologiques récentes en biologie moléculaire et notamment des génomes de référence publiés chez un nombre croissant d'espèces représentatives des différents phyla invertébrés) et le développement d'AOP (notamment étendu au niveau populationnel).

Références bibliographiques

Baldwin, W.S.; Leblanc, G.A., 1994. Identification of multiple steroid hydroxylases in Daphnia magna and their modulation by xenobiotics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 13 (7): 1013-1021. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620130702

Bicho, R.C.; Amaral, M.J.; Faustino, A.M.R.; Power, D.M.; Rema, A.; Carretero, M.A.; Soares, A.; Mann, R.M., 2013. Thyroid disruption in the lizard Podarcis bocagei exposed to a mixture of herbicides: a field study. *Ecotoxicology*, 22 (1): 156-165. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1012-2

Boggs, A.S.P.; Botteri, N.L.; Hamlin, H.J.; Guillette, L.J., 2011. Endocrine Disruption of Reproduction in Reptiles. In: Norris, D.O.; Lopez, K.H., eds. *Hormones and Reproduction of Vertebrates, Vol 3: Reptiles*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc, 373-396. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-374930-7.10014-7

Brander, S.M.; Gabler, M.K.; Fowler, N.L.; Connon, R.E.; Schlenk, D., 2016. Pyrethroid Pesticides as Endocrine Disruptors: Molecular Mechanisms in Vertebrates with a Focus on Fishes. *Environmental Science & Technology*, 50 (17): 8977-8992. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.6b02253

Chang, J.; Hao, W.Y.; Xu, Y.Y.; Xu, P.; Li, W.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2018. Stereoselective degradation and thyroid endocrine disruption of lambda-cyhalothrin in lizards (Eremias argus) following oral exposure. *Environmental Pollution*, 232: 300-309. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.09.072

Chang, J.; Li, W.; Xu, P.; Guo, B.Y.; Wang, H.L., 2019. Dose-dependent effects of flufenoxuron on thyroid system of mature female lizards (Eremias argus) and their offspring. *Science of the Total Environment*, 654: 714-719. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.167

Chen, L.; Wang, D.Z.; Zhang, W.J.; Wang, F.; Zhang, L.Y.; Wang, Z.K.; Li, Y.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2019. Ecological risk assessment of alpha-cypermethrin-treated food ingestion and reproductive toxicity in reptiles. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171: 657-664. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.01.012

De Falco, M.; Sciarrillo, R.; Capaldo, A.; Russo, T.; Gay, F.; Valiante, S.; Varano, L.; Laforgia, V., 2007. The effects of the fungicide methyl thiophanate on adrenal gland morphophysiology of the lizard, Podarcis sicula. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 53 (2): 241-248. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-006-0204-2

Dechartres, J.; Pawluski, J.L.; Gueguen, M.M.; Jablaoui, A.; Maguin, E.; Rhimi, M.; Charlier, T.D., 2019. Glyphosate and glyphosate-based herbicide exposure during the peripartum period affects maternal brain plasticity, maternal behaviour and microbiome. *Journal of Neuroendocrinology*, 31 (9). http://dx.doi.org/10.1111/jne.12731

Demy, A., 2020. Les perturbateurs endocriniens: de l'objet scientifique à la catégorie réglementaire. Analyse d'une histoire politico-réglementaire (1990-2019). *Environnement, Risques & Santé*, 19 (5): 349-357. http://dx.doi.org/10.1684/ers.2020.1467

EFSA Scientific Committee, 2013. Scientific Opinion on the hazard assessment of endocrine disruptors: Scientific criteria for identification of endocrine disruptors and appropriateness of existing test methods for assessing effects mediated by these substances on human health and the environment. *EFSA Journal*, 11 (3): 3132. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3132

Eick, G.N.; Thornton, J.W., 2011. Evolution of steroid receptors from an estrogen-sensitive ancestral receptor. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 334 (1-2): 31-38. http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2010.09.003

Engell, M.D.; Godwin, J.; Young, L.J.; Vandenbergh, J.G., 2006. Perinatal exposure to endocrine disrupting compounds alters behavior and brain in the female pine vole. *Neurotoxicology and Teratology*, 28 (1): 103-110. http://dx.doi.org/10.1016/j.ntt.2005.10.002

Ford, A.T.; LeBlanc, G.A., 2020. Endocrine Disruption in Invertebrates: A Survey of Research Progress. *Environmental Science & Technology*, 54 (21): 13365-13369. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c04226

Grote, K.; Niemann, L.; Selzsam, B.; Haider, W.; Gericke, C.; Herzler, M.; Chahoud, I., 2008. Epoxiconazole causes changes in testicular histology and sperm production in the Japanese quail (Coturnix coturnix japonica). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (11): 2368-2374. http://dx.doi.org/10.1897/08-048.1

Holzer, G.; Markov, G.V.; Laudet, V., 2017. Evolution of Nuclear Receptors and Ligand Signaling: Toward a Soft Key-Lock Model? In: Forrest, D.; Tsai, S., eds. *Nuclear Receptors in Development and Disease*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Current Topics in Developmental Biology), 1-38. http://dx.doi.org/10.1016/bs.ctdb.2017.02.003

Huc, L.; Barouki, R., 2021. Réglementation des substances chimiques: science et décision, lenteur et confusion. *Annales des Mines-Responsabilite et environnement*, 2021/4 (104): 75-78. http://dx.doi.org/10.3917/re1.104.0075

Jaegers, J.; Gismondi, E., 2020. Gammarid exposure to pyriproxyfen and/or cadmium: what effects on the methylfarnesoate signalling pathway? *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (25): 31330-31338. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-09419-3

Jaspers, V.L.B.; Sonne, C.; Soler-Rodriguez, F.; Boertmann, D.; Dietz, R.; Eens, M.; Rasmussen, L.M.; Covaci, A., 2013. Persistent organic pollutants and methoxylated polybrominated diphenyl ethers in different tissues of white-tailed eagles (Haliaeetus albicilla) from West Greenland. *Environmental Pollution*, 175: 137-146. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.12.023

Kanawi, E.; Van Scoy, A.R.; Budd, R.; Tjeerdema, R.S., 2016. Environmental fate and ecotoxicology of propanil: a review. *Toxicological and Environmental Chemistry*, 98 (7): 689-704. http://dx.doi.org/10.1080/02772248.2015.1133816

Kohler, H.R.; Triebskorn, R., 2013. Wildlife Ecotoxicology of Pesticides: Can We Track Effects to the Population Level and Beyond? *Science*, 341 (6147): 759-765. http://dx.doi.org/10.1126/science.1237591

Krishnan, K.; Rahman, S.; Hasbum, A.; Morales, D.; Thompson, L.M.; Crews, D.; Gore, A.C., 2019. Maternal care modulates transgenerational effects of endocrine-disrupting chemicals on offspring pup vocalizations and adult behaviors. *Hormones and Behavior*, 107: 96-109. http://dx.doi.org/10.1016/j.yhbeh.2018.12.009

Lafontaine, A.; Gismondi, E.; Boulange-Lecomte, C.; Geraudie, P.; Dodet, N.; Caupos, F.; Lemoine, S.; Lagadic, L.; Thome, J.P.; Forget-Leray, J., 2016. Effects of chlordecone on 20-hydroxyecdysone concentration and chitobiase activity in a decapod crustacean, Macrobrachium Erosenbergii. *Aquatic Toxicology*, 176: 53-63. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2016.04.006

Lagadic, L., Ducrot, V., Thome, J.-P., Forge- Leray, J., Boulang- Lecomte, C., Giusti, A., Joaqui- Justo, C., Gismondi, E., Petrucciani, N., Adam, C., Legrand, E., Besnard, A.-L., Collinet, M., Coke, M., Quemeneur, A., Azam, D., Coutellec, M.-A. 2015. Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité. CREOLE EST-2011/1/190. Rapport final. PNR EST ANSES, AO 2011. 46 pages 2015. *Etude du potentiel prédictif de biomarqueurs moléculaires de perturbation endocrinienne chez les invertébrés aquatiques: relations entre transcriptome, protéome et reprotoxicité.*

Leemans, M.; Couderq, S.; Demeneix, B.; Fini, J.-B., 2019. Pesticides With Potential Thyroid Hormone-Disrupting Effects: A Review of Recent Data. *Frontiers in Endocrinology*, 10. http://dx.doi.org/10.3389/fendo.2019.00743

Legrand, E.; Boulange-Lecomte, C.; Restoux, G.; Tremolet, G.; Duflot, A.; Forget-Leray, J., 2017. Individual and mixture acute toxicity of model pesticides chlordecone and pyriproxyfen in the estuarine copepod Eurytemora affinis. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5976-5984. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8294-5

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Camarero, P.R.; Mateo, R., 2018. Brood size is reduced by half in birds feeding on flutriafol-treated seeds below the recommended application rate. *Environmental Pollution*, 243: 418-426. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2018.08.078

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology*, 22 (1): 125-138. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Magalhaes, J.Z.; Udo, M.S.B.; Sanchez-Sarmiento, A.M.; Carvalho, M.P.N.; Bernardi, M.M.; Spinosa, H.S., 2015. Prenatal exposure to fipronil disturbs maternal aggressive behavior in rats. *Neurotoxicology and Teratology*, 52: 11-16. http://dx.doi.org/10.1016/j.ntt.2015.09.007

Manabe, M.; Kanda, S.; Fukunaga, K.; Tsubura, A.; Nishiyama, T., 2006. Evaluation of the estrogenic activities of some pesticides and their combinations using MtT/Se cell proliferation assay. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209 (5): 413-421. http://dx.doi.org/10.1016/j.ijheh.2006.04.004

Martyniuk, C.J.; Mehinto, A.C.; Denslow, N.D., 2020. Organochlorine pesticides: Agrochemicals with potent endocrine-disrupting properties in fish. *Molecular and Cellular Endocrinology*, 507: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.mce.2020.110764

Matthiessen, P.; Wheeler, J.R.; Weltje, L., 2018. A review of the evidence for endocrine disrupting effects of current-use chemicals on wildlife populations. *Critical Reviews in Toxicology*, 48 (3): 195-216. http://dx.doi.org/10.1080/10408444.2017.1397099

Mendes, B.D.; Mesak, C.; Calixto, J.E.D.; Malafaia, G., 2018. Mice exposure to haloxyfop-p-methyl ester at predicted environmentally relevant concentrations leads to anti-predatory response deficit. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (31): 31762-31770. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3222-5

Mohanty, B.; Pandey, S.P.; Tsutsui, K., 2017. Thyroid disrupting pesticides impair the hypothalamic-pituitary-testicular axis of a wildlife bird, Amandava amandava. *Reproductive Toxicology*, 71: 32-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2017.04.006

OCDE, 2018. *Revised Guidance Document 150 on Standardised Test Guidelines for Evaluating Chemicals for Endocrine Disruption*. Paris: OCDE (*Series on Testing and Assessment, n°150*), 689 p. http://dx.doi.org/10.1787/9789264304741-en

Orton, F.; Tyler, C.R., 2015. Do hormone-modulating chemicals impact on reproduction and development of wild amphibians? *Biological Reviews*, 90 (4): 1100-1117. http://dx.doi.org/10.1111/brv.12147

Ottinger, M.A.; Dean, K.M., 2011. Neuroendocrine Impacts of Endocrine-Disrupting Chemicals in Birds: Life Stage and Species Sensitivities. *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part B-Critical Reviews*, 14 (5-7): 413-422. http://dx.doi.org/10.1080/10937404.2011.578560

Overturf, M.D.; Anderson, J.C.; Pandelides, Z.; Beyger, L.; Holdway, D.A., 2015. Pharmaceuticals and personal care products: A critical review of the impacts on fish reproduction. *Critical Reviews in Toxicology*, 45 (6): 469-491. http://dx.doi.org/10.3109/10408444.2015.1038499

Pandey, S.P.; Mohanty, B., 2015. The neonicotinoid pesticide imidacloprid and the dithiocarbamate fungicide mancozeb disrupt the pituitary-thyroid axis of a wildlife bird. *Chemosphere*, 122: 227-234. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.11.061

Pandey, S.P.; Tsutsui, K.; Mohanty, B., 2017. Endocrine disrupting pesticides impair the neuroendocrine regulation of reproductive behaviors and secondary sexual characters of red munia (Amandava amandava). *Physiology & Behavior*, 173: 15-22. http://dx.doi.org/10.1016/j.physbeh.2017.01.030

Pinelli, C.; Santillo, A.; Baccari, G.C.; Falvo, S.; Di Fiore, M.M., 2019. Effects of chemical pollutants on reproductive and developmental processes in Italian amphibians. *Molecular Reproduction and Development*, 86 (10): 1324-1332. http://dx.doi.org/10.1002/mrd.23165

Ravel, C.; Kah, O., 2018. Perturbateurs endocriniens : vers une régulation insatisfaisante. *La Presse Médicale*, 47 (11, Part 1): 943-949. http://dx.doi.org/10.1016/j.lpm.2018.08.001

Richterova, Z.; Svobodova, Z., 2012. Pyrethroids influence on fish. *Slovenian Veterinary Research*, 49 (2): 63-72.

Rieke, S.; Heise, T.; Schmidt, F.; Haider, W.; Bednarz, H.; Niehaus, K.; Mentz, A.; Kalinowski, J.; Hirsch-Ernst, K.I.; Steinberg, P.; Niemann, L.; Marx-Stoelting, P., 2017. Mixture effects of azole fungicides on the adrenal gland in a broad dose range. *Toxicology*, 385: 28-37. http://dx.doi.org/10.1016/j.tox.2017.04.012

Ruiz, D.; Regnier, S.M.; Kirkley, A.G.; Hara, M.; Haro, F.; Aldirawi, H.; Dybala, M.P.; Sargis, R.M., 2019. Developmental exposure to the endocrine disruptor tolylfluanid induces sex-specific later-life metabolic dysfunction. *Reproductive Toxicology*, 89: 74-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.reprotox.2019.06.010

Satre, D.; Reichert, M.; Corbitt, C., 2009. Effects of vinclozolin, an anti-androgen, on affiliative behavior in the Dark-eyed Junco, Junco hyemalis. *Environmental Research*, 109 (4): 400-404. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2009.01.004

Scott, A.P., 2018. Is there any value in measuring vertebrate steroids in invertebrates? *General and Comparative Endocrinology*, 265: 77-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.ygcen.2018.04.005

Silva, J.M.; Navoni, J.A.; Freire, E.M.X., 2020. Lizards as model organisms to evaluate environmental contamination and biomonitoring. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (7). http://dx.doi.org/10.1007/s10661-020-08435-7

Singh, A.K.; Chandra, R., 2019. Pollutants released from the pulp paper industry: Aquatic toxicity and their health hazards. *Aquatic Toxicology*, 211: 202-216. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2019.04.007

Sumpter, J.P., 2005. Endocrine disrupters in the aquatic environment: An overview. *Acta Hydrochimica Et Hydrobiologica*, 33 (1): 9-16. http://dx.doi.org/10.1002/aheh.200400555

Tetsatsi, A.C.M.; Nkeng-Effouet, P.A.; Alumeti, D.M.; Bonsou, G.R.F.; Kamanyi, A.; Watcho, P., 2019. Colibri (R) insecticide induces male reproductive toxicity: alleviating effects of Lannea acida (Anacardiaceae) in rats. *Basic and Clinical Andrology*, 29 (1). http://dx.doi.org/10.1186/s12610-019-0096-4

U.S. EPA, 1998. Endocrine Disruptor Screening Program. *Federal Register*, 63: 42852−42855. https://www.epa.gov/sites/default/files/2015-08/documents/081198frnotice.pdf

Venturino, A.; Rosenbaum, E.; De Castro, A.C.; Anguiano, O.L.; Gauna, L.; De Schroeder, T.F.; De D'Angelo, A.M.P., 2003. Biomarkers of effect in toads and frogs. *Biomarkers*, 8 (3-4): 167-186. http://dx.doi.org/10.1080/1354700031000120116

Vos, J.G.; Dybing, E.; Greim, H.A.; Ladefoged, O.; Lambre, C.; Tarazona, J.V.; Brandt, I.; Vethaak, A.D., 2000. Health effects of endocrine-disrupting chemicals on wildlife, with special reference to the European situation. *Critical Reviews in Toxicology*, 30 (1): 71-133. http://dx.doi.org/10.1080/10408440091159176

Wang, Y.H.; Xu, P.; Chang, J.; Li, W.; Yang, L.; Tian, H.T., 2020a. Unraveling the toxic effects of neonicotinoid insecticides on the thyroid endocrine system of lizards. *Environmental Pollution*, 258. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113731

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Li, W.; Han, Y.T.; Guo, B.Y., 2019a. Study on neurotoxicity of dinotefuran, thiamethoxam and imidacloprid against Chinese lizards (Eremias argus). *Chemosphere*, 217: 150-157. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.11.016

Wang, Z.K.; Tian, Z.N.; Chen, L.; Zhang, W.J.; Zhang, L.Y.; Li, Y.; Diao, J.L.; Zhou, Z.Q., 2020b. Stereoselective metabolism and potential adverse effects of chiral fungicide triadimenol on Eremias argus. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (8): 7823-7834. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07205-4

Weltje, L.; Schulte-Oehlmann, U., 2007. The seven year itch—progress in research on endocrine disruption in aquatic invertebrates since 1999. *Ecotoxicology*, 16 (1): 1-3. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-006-0116-y

Zhang, L.Y.; Chen, L.; Meng, Z.Y.; Jia, M.; Li, R.S.; Yan, S.; Tian, S.N.; Zhou, Z.Q.; Diao, J.L., 2020. Effects of L-Glufosinate-ammonium and temperature on reproduction controlled by neuroendocrine system in lizard (Eremias argus). *Environmental Pollution*, 257: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113564

Focus 3. Néonicotinoïdes

Auteur : Laure Mamy

Les néonicotinoïdes sont des insecticides systémiques (*i.e.* ils se diffusent dans toute la plante traitée pour la protéger des ravageurs) qui agissent sur le système nerveux central des insectes en ciblant dans le cerveau les récepteurs nicotiniques de l'acétylcholine (nAChRs). Ils peuvent être utilisés en granulés, en traitements de semences ou en pulvérisation. En agriculture, les cinq substances majoritairement utilisées sont l'acétamipride, la clothianidine, l'imidaclopride, le thiaclopride et le thiaméthoxame (la clothianidine est par ailleurs le principal produit de transformation du thiaméthoxame).

Parmi ces substances, seul l'acétamipride est encore approuvé en France et dans l'Union européenne[1]. Toutefois, en 2021 et en 2022, une dérogation a été accordée en France pour l'utilisation de semences enrobées traitées avec de l'imidaclopride ou du thiaméthoxame dans le contexte de l'infestation des cultures de betteraves par les pucerons. Par ailleurs, les néonicotinoïdes sont également (et toujours) utilisés dans des médicaments vétérinaires (par exemple contre les puces des animaux de compagnie) et dans des produits biocides tels que ceux qui sont employés pour le traitement des bâtiments d'élevage ou dans les appâts contre les nuisibles pour les usages domestiques.

Dans l'environnement, les néonicotinoïdes sont persistants (DT50 > 120 j dans le sol), exceptés l'acétamipride et le thiaclopride (DT50 < 2 j), et leur mobilité est variable : faible pour le thiaclopride, moyenne pour l'acétamipride et l'imidaclopride, élevée pour la clothianidine et le thiaméthoxame[2]. Ces propriétés vont déterminer leur présence dans le milieu et l'exposition des organismes qui y vivent.

1. Contamination du milieu

La présence des néonicotinoïdes est observée dans tous les milieux (sol, eau, air, plantes).

1.1. Contamination du milieu terrestre

La plupart des travaux focalisés sur la présence de néonicotinoïdes dans le milieu terrestre est centrée sur l'imidaclopride, les autres substances sont beaucoup moins recherchées.

Une vaste étude menée sur 74 sols français par Bonmatin *et al.* (2005) a montré que l'imidaclopride était présent dans 91% des sols (hors sept sols en culture biologique, sans traces détectables) alors que seulement 15% des sites avaient, cette année-là, servi à la culture de semences traitées. De plus, l'imidaclopride a été détecté dans 100% des sols ayant reçu des semences traitées (maïs, blé ou orge) l'année du suivi et dans 97% des sols ayant subi le même traitement un ou deux ans avant le suivi. Les concentrations étaient plus élevées dans les sols qui avaient reçu des semences traitées pendant les deux ans qui avaient précédé l'échantillonnage que dans ceux qui avaient reçu des semences traitées seulement un an avant, ce qui indique que l'imidaclopride peut s'accumuler dans les sols avec le temps.

Les néonicotinoïdes pénètrent dans les plantes par les racines et/ou les feuilles et sont transportés dans les différents organes, y compris le feuillage, les fleurs, le pollen et le nectar (Bonmatin *et al.*, 2015). Par exemple, Bonmatin *et al.* (2005) ont évalué la teneur en imidaclopride dans du maïs dont les graines avaient été traitées par du Gaucho™ : 76% des échantillons de tiges et de feuilles au moment de la floraison contenaient plus de 1 µg/kg de cette substance. Dans une autre étude, Bonmatin *et al.* (2005) ont quantifié entre 1 et 10 µg/kg d'imidaclopride

[1] https://ec.europa.eu/food/plants/pesticides/eu-pesticides-database_en
[2] PPDB. Pesticide Properties DataBase. http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/atoz.htm#M

dans les capitules de tournesol, avec des variations notables selon le stade de culture et la variété de semence. Dans les 29 pollens de tournesol analysés, seuls deux contenaient des traces d'imidaclopride. En parallèle, de l'imidaclopride a été détecté dans des capitules de tournesol non traité mais cultivé sur un sol traité les années précédentes (0,1 à 2 µg/kg).

En Belgique, Rouchaud *et al.* (1994) ont suivi la teneur en imidaclopride dans une culture de betteraves dont les graines avaient été enrobées à 90 g/ha. La concentration dans les feuilles, qui atteignait initialement 12,4 mg/kg (poids frais), a décru tout en restant supérieure à 1 mg/kg 80 jours après le semis, mais s'est avérée inférieure à la limite de détection au moment de la récolte.

D'autre part, des travaux ont montré que les plantes non cibles présentes à proximité des cultures issues de semences traitées étaient contaminées par les néonicotinoïdes et que les résidus mesurés dans ces plantes pouvaient être supérieurs aux CL50 estimées pour certains insectes (*Aphis glycines* par exemple) (Botias *et al.*, 2016).

Enfin, dans des gouttelettes de guttation (perte de liquide par les plantes), potentiellement consommées par des espèces non cibles, des travaux dans divers pays européens ont montré des concentrations en néonicotinoïdes de l'ordre de centaines de mg/L au moment de la levée, mais de quelques µg/L seulement après un mois (Tapparo *et al.*, 2011 ; Bonmatin *et al.*, 2015).

1.2. Contamination des milieux aquatiques

Eaux douces

Les revues de Morrissey *et al.* (2015) et Pietrzak *et al.* (2019) ont mis en évidence une présence importante des néonicotinoïdes dans les eaux de surface à l'échelle mondiale. Plus de 80% des études considérées rapportent des concentrations individuelles maximales en néonicotinoïdes qui dépassent les seuils de contaminations ayant des effets durables sur les communautés d'invertébrés aquatiques (Morrissey *et al.*, 2015). D'après Pietrzak *et al.* (2019), ce sont l'acétamipride, l'imidaclopride et le thiaméthoxame qui sont les plus souvent retrouvés dans les eaux.

En France, le rapport du Service de l'Observation et des Statistiques (2015) fait également apparaître une forte augmentation de la fréquence de détection de l'imidaclopride dans les eaux douces, en comparaison à d'autres PPP, au cours des années 2007 à 2013.

La contamination en néonicotinoïdes dans les eaux (en particulier l'imidaclopride) est largement mise en évidence dans les suivis réglementaires et dans les études européennes, cependant, la fréquence de détection de cette substance dans l'eau n'est pas très élevée dans les études scientifiques. En effet, dans l'ensemble des références analysées, seules quatre substances néonicotinoïdes ont été recherchées et elles ont très peu été retrouvées dans la matrice eau. Il s'agit, par ordre de citation décroissant, de l'imidaclopride (n=13, principalement retrouvé en contexte périurbain dans les études datant de moins de cinq ans), du thiaméthoxame (n=2) et de l'acétamipride et de la clothianidine (recherchés une seule fois chacun mais jamais détectés dans l'eau) (Criquet *et al.*, 2017 ; Nélieu *et al.*, 2021).

Milieu marin

D'une manière générale, les néonicotinoïdes sont peu suivis en milieux littoral et marin. Il existe cependant quelques données pour l'imidaclopride et le thiaméthoxame, généralement recherchés à l'aide d'échantillonneurs passifs POCIS ou directement dans les eaux. Aucune référence issue des territoires ultra-marins ne fait état de leur recherche dans l'eau en milieu marin. Pour la métropole, sur le littoral Manche/Mer du Nord, ils ont été recherchés mais n'ont pas été retrouvés (Menet-Nedelec *et al.*, 2018). Sur les deux autres façades maritimes de métropole (Golfe de Gascogne et Méditerranée), l'imidaclopride et le thiaméthoxame ont été quantifiés assez fréquemment dans les eaux côtières du bassin d'Arcachon (maximum respectivement de 140 et 3,9 ng/L) (Auby *et al.*, 2011 ; Tapie et Budzinski, 2018), dans celles de transition de l'estuaire de la Gironde (teneur maximale en

imidaclopride de 5,3 ng/L) et dans des lagunes méditerranéennes (maximum respectivement de 28,8 et 2,5 ng/L) (Munaron *et al.*, 2020). L'imidaclopride a également été détecté dans l'estuaire de la Charente (mais sous la limite de quantification) et dans l'estuaire de la Loire depuis 2006 (GIP Loire Bretagne, 2013). Selon les données écotoxicologiques recueillies dans le cadre de l'étude OBSLAG (OBServatoire des LAGunes méditerranéennes), seul l'imidaclopride entraîne un risque chronique pour les écosystèmes lagunaires (dépassement de sa PNEC marine chronique). Ce risque peut être étendu au bassin d'Arcachon compte tenu des données rapportées. Aucun néonicotinoïde n'a été retrouvé dans les sédiments marins.

1.3. Contamination de l'air

Dans le cadre de la Campagne Nationale Exploratoire des Pesticides (CNEP), aucun composé de la famille des néonicotinoïdes n'a été recherché mais, à l'avenir, l'Anses recommande de les inclure dans les suivis[3].

En effet, dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, Desert *et al.* (2018) ont mesuré des concentrations relativement élevées en imidaclopride (> 1 ng/m^3), mais avec une faible fréquence de quantification (1 à 2% selon les sites). Ils évoquent un possible transport à l'échelle régionale. Dans la base PhytAtmo consultée spécifiquement dans sa version du 10 février 2021, la concentration moyenne en imidaclopride calculée à partir de 18 quantifications par diverses AASQA (Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air) et sur différentes années est égale à 0,39 ng/m^3 avec une concentration maximum de 2,3 ng/m^3, ce qui est supérieur à la gamme de concentrations indiquée par Coscollà *et al.* (2016) dans la phase particulaire (0,012-0,014 ng/m^3) ou par Raina-Fulton (2015) (0,01-0,36 ng/m^3) au Canada.

D'autre part, l'analyse de PhytAtmo montre aussi que l'acétamipiride et le thiaméthoxame n'ont été détectés qu'une seule fois (au Canada, Coscollà *et al*. (2016) indiquent une valeur de 0,018 ng/m^3 pour l'acetamipiride et Raina-Fulton (2015) une valeur de 0,006 ng/m^3), tandis que le thiaclopride présente une concentration moyenne de 0,17 ng/m^3 sur 17 quantifications et une concentration maximum 0,47 ng/m^3.

Raina-Fulton (2015) a observé la clothianidine dans l'atmosphère canadienne à des concentrations comprises entre 0,01 et 0,09 ng/m^3.

2. Contamination du biote par les néonicotinoïdes et effets sur la biodiversité

2.1. Effets sur la biodiversité en milieu terrestre

2.1.1. Micro-organismes hétérotrophes

L'analyse de la bibliographie a montré que de nombreuses données étaient disponibles concernant les effets de l'imidaclopride sur les microorganismes hétérotrophes terrestres, mais qu'elles étaient plus limitées pour l'acétamipride, la clothianidine et le thiaméthoxame, et inexistantes pour le thiaclopride.

Cependant, les travaux réalisés *in situ* pour étudier les effets de l'imidaclopride sur les microorganismes du sol sont rares. Sarnaik *et al.* (2006) ont évalué l'impact de l'imidaclopride, appliqué *via* des semences traitées ou *via* un traitement foliaire, sur les bactéries fixatrices de l'azote et sur les bactéries solubilisatrices du phosphate dans la rhizosphère du soja. Ils ont montré que l'enrobage des graines de soja avec l'imidaclopride diminuait d'un facteur trois le nombre de *Rhizobia* alors que celui-ci n'était pas affecté par l'application foliaire. En revanche, quel que soit le mode de traitement, l'insecticide appliqué en enrobage de semences ou en traitement foliaire n'a pas eu d'effet sur les bactéries solubilisatrices de phosphate. Li *et al.* (2018) ont cherché à évaluer l'impact des semences traitées avec de l'imidaclopride ou de la clothianidine sur les communautés microbiennes de la rhizosphère de blé pendant neuf mois. L'analyse des communautés bactériennes et fongiques par le séquençage des amplicons 16S

[3] https://www.anses.fr/fr/content/contamination-de-l%E2%80%99air-par-les-pesticides

rRNA et ITS générés à partir de l'ADN extrait du sol a permis de visualiser l'évolution de leur diversité α et β au cours du développement de la plante, mais n'a pas mis en évidence de modification due au traitement des semences avec chacun des deux insecticides. Par ailleurs, dans ces conditions, Li *et al.* (2018) n'ont pas observé d'effet de la clothianidine ou de l'imidaclopride sur les agents de biocontrôle présents dans la rhizosphère de blé.

Toutes les autres études portant sur l'imidaclopride ont été menées en conditions contrôlées de laboratoire dans des microcosmes de sol, plantés ou non, et exposés à différentes doses. Ainsi, Cycon et Piottrowska-Seget (2015a) ont évalué l'impact de l'imidaclopride appliqué à la dose agronomique et à dix fois cette dose (1 et 10 mg/kg, respectivement) sur les activités microbiennes du sol. A la dose agronomique, l'imidaclopride diminue la respiration microbienne, le nombre total de bactéries, l'activité déshydrogénase, les activités phosphatases et uréase. Toutefois, ces paramètres reviennent aux valeurs mesurées dans les microcosmes témoins à la fin de l'expérimentation. A dix fois la dose agronomique, l'imidaclopride diminue les mêmes paramètres microbiens mais leur résilience n'est pas observée à la fin de l'expérimentation. Par ailleurs, la concentration en nitrates diminue dans les microcosmes exposés à la plus forte dose d'imidaclopride tandis que la concentration en ammonium augmente, en accord avec l'observation de la forte sensibilité des bactéries nitrifiantes et fixatrice d'azote à cet insecticide. Dans les mêmes conditions expérimentales, l'effet de l'imidaclopride sur la structure des communautés archéennes (AOA) et bactériennes (AOB) oxydant l'ammonium a été analysé en utilisant la DGGE (électrophorèse sur gel en gradient dénaturant) (Cycon et Piotrowska-Seget, 2015b). A la dose agronomique, l'imidaclopride n'affecte pas la diversité α des communautés bactériennes, en revanche, à dix fois la dose, l'imidaclopride diminue la diversité α de la communauté AOA de manière durable, et de manière transitoire celle de la communauté AOB. De plus, à la plus forte dose, il diminue la nitrification et augmente l'ammonification. Zhang *et al.* (2017) ont étudié l'importance de la diversité de la communauté microbienne dans le devenir et l'impact de l'imidaclopride et de l'acétamipride dans un microcosme de sol planté avec *Brassica chinensis* L. Ils ont ainsi pu montrer que le niveau de diversité de la communauté microbienne ne jouait pas sur la quantité d'imidaclopride ou d'acétamipride restant dans le sol mais que, lorsque la diversité microbienne diminue, la quantité d'insecticide exportée depuis le sol vers la plante augmente. Enfin, une étude menée sur des souches microbiennes isolées du sol et exposées à l'imidaclopride ou au thiaméthoxame dans des boîtes de Pétri a montré que ces deux néonicotinoïdes modifiaient les fonctions de *Klebsellia* sp. souche 19, une rhizobactérie solubilisant le phosphate et présentant des propriétés de rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (PGPR - *Plant Growth Promoting Rhizobacteria*) (Ahemad et Khan, 2011). Ainsi, ces deux insecticides pourraient compromettre l'activité PGPR d'inoculant microbien utilisé pour diminuer la dépendance des cultures aux fertilisants d'origine chimique.

Par la suite, Yu *et al.* (2020) se sont intéressés à l'impact du thiaméthoxame sur la diversité taxonomique et métabolique de la communauté bactérienne des sols. Aux doses les plus importantes, le thiaméthoxame a modifié la composition de la communauté bactérienne : l'abondance relative des *Gemmatimonadetes* et d'OD1 a diminué par rapport au témoin tandis que l'abondance relative de *Chloroflexi* et *Nitrospirae* a augmenté. D'autre part, la diversité catabolique de la communauté microbienne des sols traités avec la plus faible dose de thiaméthoxame était plus élevée que celle du témoin alors qu'aux plus fortes doses, elle était plus faible. Dans des microcosmes de sol incubés en conditions contrôlées (différents pH et humidités testés) exposés ou non au thiaméthoxame, Filimon *et al.* (2015) ont montré que cette substance ne réduisait que très faiblement l'activité phosphatase tandis qu'elle réduisait d'environ 60% le nombre de bactéries nitrifiantes.

Les études concernant les effets des néonicotinoïdes sur les microorganismes du sol révèlent des résultats contradictoires selon qu'elles soient menées au champ (pas/très peu d'effet de ces substances) ou au laboratoire, dans des conditions peu réalistes (impact sur la structure et sur différentes activités microbiennes).

Quelques rares études ont été publiées concernant les effets des néonicotinoïdes sur les microorganismes aquatiques. Elles suggèrent que l'imidaclopride n'impacte pas la décomposition de la matière organique par les microorganismes, ni leur respiration (Kreutzweiser *et al.*, 2007 ; Kreutzweiser *et al.*, 2008).

2.1.2. Invertébrés terrestres

Les néonicotinoïdes ont des impacts négatifs sur les invertébrés terrestres (pollinisateurs, ennemis naturels, vers de terre...) en milieu agricole (Goulson, 2013 ; Arena et Sgolastra, 2014 ; Di Noi *et al.*, 2021) malgré des réponses variables selon les traits de réponse et les groupes considérés.

Pollinisateurs

Les néonicotinoïdes sont susceptibles d'avoir des effets plus marqués sur les insectes pollinisateurs que d'autres insecticides car ce sont des insecticides systémiques régulièrement retrouvés dans le pollen, le nectar et d'autres parties végétatives des plantes pendant toute leur période de floraison (Krupke *et al.*, 2012 ; 2015), ce qui conduit à des risques d'exposition des pollinisateurs par voie orale ainsi que par contact pendant une plus longue période. De plus, pendant leur application, les néonicotinoïdes peuvent également contaminer les milieux environnants (Krupke *et al.*, 2012 ; 2015).

Les études comparatives des impacts des différentes catégories de néonicotinoïdes sont rares, mais celle d'Arena et Sgolastra (2014) permet d'apporter quelques éléments de réponse pour les pollinisateurs. Elle montre que les néonicotinoïdes nitro-substitués (« N-nitroguanidines » ; comprenant l'imidaclopride, le thiaméthoxame ou la clothianidine notamment) sont de façon générale plus toxiques que les néonicotinoïdes cyano-substitués (« N-cyanoamidines » ; comprenant l'acétamipride ou le thiaclopride).

Abeilles domestiques. L'exposition des abeilles domestiques aux néonicotinoïdes a été démontrée à plusieurs reprises, y compris en France (Bonmatin *et al.*, 2015 ; Hladik *et al.*, 2016). Dans des échantillons de pollen, d'abeilles et de miel collectés en 2008-2009 dans des ruches localisées en Pays de la Loire, Wiest *et al.* (2011) ont détecté de l'imidaclopride dans 1% des pollens et 2% des miels, mais rien dans les abeilles. Le thiaméthoxame et la clothianidine, également recherchés, n'ont pas été détectés. Chauzat *et al.* (2006) ont analysé des pollens échantillonnés dans des ruches en 2002-2003, à cinq périodes différentes, dans des ruchers localisés dans l'Eure, l'Yonne, l'Indre, le Gers et le Gard. Parmi les PPP observés, l'imidaclopride et/ou son métabolite l'acide 6-chloronicotinique ont été détectés dans 69% des 81 échantillons et quantifiés respectivement dans 13,5% et 34,6% des échantillons. La fréquence de détection a peu varié selon la période de prélèvement. Cette étude a ensuite été poursuivie jusque fin 2005 (Chauzat *et al.*, 2011) : l'imidaclopride a été détecté dans 11,2% des abeilles à des concentrations moyennes de 1,2 µg/kg et dans 40,5% des échantillons de pollens (concentration moyenne égale à 0,9 µk/kg) et l'acide 6-chloronicotinique dans 18,7% des abeilles (1,0 µg/kg) et 33% des pollens (1,2 µg/kg). Les fréquences de détection ont significativement baissé en 2005 par rapport à 2003, mais aucune différence n'a été observée selon les zones de prélèvement (qui sont peu caractérisées) (Pilling *et al.*, 2013). Dans une étude conduite en France de 2005 à 2009 et réalisée dans différents sites cultivés avec une rotation maïs-colza dont les semences étaient traitées au thiaméthoxame (ou non), les niveaux de contamination en thiaméthoxame et en son métabolite la clothianidine ont été déterminés dans les tissus végétaux et dans du pollen et des nectars collectés par les abeilles. Les concentrations les plus élevées ont été observées dans les tissus végétaux du maïs, mais elles sont restées inférieures à la limite de quantification dans ceux du colza (Pilling *et al.*, 2013). Les multiples voies d'exposition potentielles et la taille de la zone d'activité des pollinisateurs rendent délicats le recensement et la quantification complets de l'exposition (van der Sluijs *et al.*, 2013).
Basés sur plus de 220 articles scientifiques, les AOP (*Adverse Outcome Pathway*) construits puis mis en œuvre par LaLone *et al.* (2017) ont démontré les liens plausibles entre les mécanismes moléculaires d'actions des néonicotinoïdes, leurs effets individuels et le déclin des populations d'abeilles. D'autre part, des expérimentations en conditions semi-contrôlées ont montré que l'exposition aux néonicotinoïdes conduit à une augmentation de la sensibilité des abeilles domestiques aux maladies et aux parasites (Pettis *et al.*, 2013 ; Grassl *et al.*, 2018 ; Muller, 2018 ; Uhl et Bruehl, 2019). Toutefois, la question des effets des néonicotinoïdes sur les abeilles a donné lieu à de nombreuses controverses.
Rolke *et al.* (2016) ont montré, dans leur suivi réalisé à large échelle, que les colonies d'abeilles domestiques placées dans des cultures de colza traitées à la clothianidine présentaient un développement et une reproduction similaires à celles qui n'y étaient pas exposées. Les communautés d'abeilles, ainsi que celles de syrphes, seraient également plus homogènes au sein des parcelles traitées (peu de variations de la composition des communautés

au sein de la parcelle) (Dormann *et al.*, 2007). D'autres études ont montré que l'exposition à des semences traitées aux néonicotinoïdes (clothianidine sur semences de colza) ne semblait pas poser de risque pour la santé, le développement et le succès des colonies d'abeilles domestiques à passer l'hiver (Belsky et Joshi, 2020). Ce résultat a également été constaté par Rundlöf *et al.* (2015) dans le cas de semences traitées à la clothianidine en association avec des traitements de pyréthroïdes non systémiques (beta-cyfluthrine). A l'inverse, Samson-Robert *et al.* (2017) ont observé une mortalité accrue des colonies d'abeilles domestiques localisées dans des environnements dominés par des cultures (maïs grain) traitées à la clothianidine. Plus récemment, Schott *et al.* (2021) ont mis en évidence des effets létaux de la clothianidine sur les larves d'abeilles domestiques, mais ont constaté une résilience à court de terme des colonies aux traitements, qui pourrait être liée à des mécanismes de compensation de la colonie s'exprimant par une augmentation de la taille du couvain. Les traitements de semences (clothianidine, thiaméthoxame et imidaclopride) entraînent une mortalité accrue des ouvrières d'abeilles domestiques, mais les effets sur la croissance des colonies, plus lente pendant la période de plantation des cultures, ne sont pas observés par la suite (Lin *et al.*, 2021). Néanmoins, les effets des néonicotinoïdes sur les colonies d'abeilles domestiques (réduction ou augmentation de la taille des colonies) varient selon les zones d'étude (Woodcock *et al.*, 2017). Ces résultats contradictoires mettent en exergue divers biais méthodologiques concernant l'évaluation des impacts des néonicotinoïdes : (1) les études sont le plus souvent ciblées sur un type de néonicotinoïde ce qui rend toute généralisation difficile ; (2) les études ne sont généralement pas conduites dans des conditions représentatives des conditions d'application *in natura* ; (3) les études sont focalisées uniquement sur des niveaux d'organisation biologique à l'échelle de l'individu ou de la population.
Par ailleurs, les travaux qui se sont intéressés à l'effet des néonicotinoïdes sur le comportement des abeilles domestiques montrent que leurs capacités mémorielles et d'apprentissage sont altérées par l'exposition à ces substances (Willemsen et Hailey, 2001 ; Tison *et al.*, 2019), ce qui est susceptible d'affecter certains paramètres de navigation et leur capacité de retour à la ruche (Henry *et al.*, 2012 ; Henry *et al.*, 2014).
La température peut également moduler les effets des néonicotinoïdes sur les abeilles. Henry *et al.* (2014) et Monchanin *et al.* (2019) montrent ainsi que l'exposition des abeilles au thiaméthoxame diminue leur capacité à rentrer à la ruche suite à une activité de butinage et que l'échec de retour à la ruche est d'autant plus important que les températures sont faibles. Ces résultats suggèrent que l'impact des néonicotinoïdes pourrait être différent en fonction des saisons et de certains paramètres météorologiques tels que la température.
Enfin, l'utilisation concomitante de la chlothianidine et du propiconazole (fongicide) impacte la survie de l'abeille domestique *via* des effets synergiques (Sgolastra *et al.*, 2017).

Abeilles sauvages et solitaires. Le traitement du sol avec de l'imidaclopride affecte la reproduction (diminution du nombre de nids et de larves) d'*Eucera pruinosa*, une abeille solitaire nichant dans le sol, et sa consommation de pollen (Chan et Raine, 2021). Inversement, aucun effet n'a été observé dans le cas des néonicotinoïdes utilisés en traitement de semences (thiaméthoxame) ce qui souligne que l'exposition par le sol représenterait un risque plus important pour cet insecte pollinisateur (Chan et Raine, 2021).
Dans le cas d'*Osmia bicornis*, Woodcock *et al.* (2017) ont montré que les néonicotinoïdes (clothianidine ou thiaméthoxame), utilisés en association avec d'autres insecticides (beta-cyfluthrine) ou fongicides (fludioxonil et métalaxyl-M) ont des effets négatifs sur la reproduction. La chlothianidine et le propiconazole (fongicide) impactent sa survie (Sgolastra *et al.*, 2017) et le mélange du thiaclopride et du prochloraze (fongicide) a un effet néfaste sur ses performances reproductrices (Alkassab *et al.*, 2020). D'autre part, les traitements de semences peuvent affecter son activité de nidification dans les champs et bordures non cultivées adjacentes (Rundlof *et al.*, 2015 ; Main *et al.*, 2020). A l'inverse, dans le cas d'*Osmia cornuta*, Strobl *et al*. (2021) n'ont pas observé d'effet négatif de la clothianidine sur la survie, l'émergence, ou la physiologie reproductive des mâles.
Dans des études en conditions semi-contrôlées, Klaus *et al.* (2021) ont montré un effet bénéfique de la diversité du couvert au sein des cultures. Ils ont indiqué que la diversification des ressources florales non cultivées dans les parcelles peut, en offrant des ressources complémentaires, contrebalancer les effets négatifs des néonicotinoïdes sur la reproduction des abeilles sauvages et sur le développement des larves d'*Osmia bicornis*.
L'impact des PPP sur les abeilles sauvages sociales du groupe des Mélipones est très peu étudié. On note toutefois la méta-analyse de Botina *et al.* (2020) qui met en évidence que les insecticides ont des effets létaux sur les larves et les adultes de ces abeilles, plus marqués dans le cas de l'imidaclopride.

Bourdons. Les impacts des néonicotinoïdes sur les bourdons s'expriment à de multiples niveaux allant de l'individu (réponses moléculaires, cellulaires, et physiologiques ; effets létaux et sublétaux) aux populations (structure et renouvellement des colonies) (Camp et Lehmann, 2021). Lorsque des colonies de bourdons sont exposées aux néonicotinoïdes, elles présentent un taux de croissance plus faible et une diminution de la production de nouvelles reines (Whitehorn *et al.*, 2012 ; Rundlof *et al.*, 2015 ; Camp *et al.*, 2020). D'autre part, on observe également une mortalité accrue des nouvelles reines, un retard dans la fondation des nids (Wu-Smart et Spivak, 2018), des effets aigus et chroniques sur l'activité de butinage des ouvrières (Gill et Raine, 2014), une perturbation de leur activité et endurance de vol (imidaclopride (Kenna *et al.*, 2019)), ou encore une altération de la condition des reines à la sortie d'hivernation (Fauser *et al.*, 2017). L'imidaclopride impacte la reproduction (fécondité et production des couvains) de *Bombus terrestris* (Laycock *et al.*, 2012) et l'exposition au thiaméthoxame peut réduire la pollinisation des cultures de pommes assurée par les bourdons (*i.e.* moins de visites des fleurs, moins de pollen collecté, réduction de la production de graines) (Stanley *et al.*, 2015).
Des travaux montrent également que les traitements de semences affectent les densités de *Bombus* spp. dans les champs et bordures non cultivées adjacentes (Rundlof *et al.*, 2015 ; Main *et al.*, 2020).
Le mélange du thiaclopride et du prochloraze (fongicide) n'a pas d'effet sur les différents paramètres de développement des colonies de bourdons (*Bombus terrestris*) (Sgolastra *et al.*, 2017 ; Alkassab *et al.*, 2020).
La seule étude s'intéressant aux impacts des PPP sur l'immunité des bourdons n'a pas montré d'effets synergiques de l'exposition de *Bombus terrestris* aux néonicotinoïdes et au parasite *Crithidia bombi*. (Fauser *et al.*, 2017).

Papillons. Chez les papillons monarques, l'exposition de jeunes adultes à des doses d'imidaclopride considérées comme réalistes n'entraîne pas d'effet significatif sur la production d'oocytes mais cette exposition diminue considérablement la longévité des insectes, ce qui est susceptible d'être à l'origine de graves conséquences sur le développement, la migration et l'hivernation des populations (James, 2019). En revanche, d'autres études, comme celle de Wilcox *et al.* (2021), montrent que lorsque les papillons monarques sont exposés au stade larvaire à des plantes traitées à la clothianidine, aucun effet significatif n'est observé sur différents paramètres permettant de caractériser la migration des individus (orientation des vols, vitesse de déplacement).

Bilan pollinisateurs. En 2018, l'EFSA a confirmé que l'usage des néonicotinoïdes entraîne un risque pour les abeilles sauvages et les abeilles domestiques[4]. Bien que certains résultats apparaissent parfois contradictoires, de nombreuses études analysées dans le cadre de cette ESCo mettent en évidence des effets de ces substances sur les pollinisateurs. Les contradictions parfois observées s'expliquent par divers biais méthodologiques (Walters, 2016) : (1) les expérimentations au laboratoire considèrent des conditions d'exposition (doses et durées notamment) aux néonicotinoïdes peu représentatives de celles observées *in natura* en lien avec les pratiques des agriculteurs ; (2) la plupart des études s'intéressent aux abeilles domestiques, alors que les susceptibilités des différents groupes de pollinisateurs aux insecticides sont très variables (Lundin *et al.*, 2015 ; Rundlof *et al.*, 2015). Il est par ailleurs nécessaire de combiner des approches de laboratoire et de terrain et de s'intéresser aux effets des néonicotinoïdes à l'échelle sub-individuelle et individuelle, ainsi qu'aux conséquences pour les colonies et les populations. Henry *et al.* (2015) montrent par exemple, *via* une étude sur le terrain, que les individus provenant de colonies à proximité de champs traités au thiaméthoxame présentent une mortalité plus importante, mais que cet effet n'est pas observable à l'échelle de la colonie car l'impact de cette disparition est atténué par la mise en place de processus de compensation démographique. Les travaux de modélisation pour prédire les effets des néonicotinoïdes sur les abeilles au niveau de la colonie ou de la population sont encore rares mais, compte tenu de la difficulté de détecter réellement les effets non intentionnels des néonicotinoïdes sur le terrain par les méthodes classiques d'évaluation des risques, ils représentent une voie de recherche prometteuse (Lundin *et al.*, 2015 ; Henry *et al.*, 2017).

Ennemis naturels

Les néonicotinoïdes ont un impact élevé sur les ennemis naturels (acariens, coccinelles, parasitoïdes...), notamment en grandes cultures (Douglas et Tooker, 2016). De plus, en perturbant les ennemis naturels prédateurs

[4] https://www.efsa.europa.eu/fr/press/news/180228

et parasitoïdes, les semences traitées avec des néonicotinoïdes altèrent aussi les communautés d'arthropodes (Chen *et al.*, 2016 ; Disque *et al.*, 2019 ; Dubey *et al.*, 2020).

Acariens prédateurs. L'acétamipride est toxique pour les acariens prédateurs mais des études ont montré que ceux-ci pouvaient acquérir une résistance (Fountain et Medd, 2015) ce qui suscite un intérêt grandissant pour leur utilisation en agriculture raisonnée (Duso *et al.*, 2014 ; Fountain et Medd, 2015). En présence de néonicotinoïdes, une perturbation du comportement des acariens, sans perte d'abondance, entraîne une perte d'activité de contrôle biologique (Beers *et al.*, 2005).

Araignées. Pour plusieurs familles d'araignées (*Araneidae*, *Lycosidae*), l'exposition aux néonicotinoïdes par contact semble être la voie la plus toxique induisant des effets létaux et sublétaux tels qu'une perturbation de la construction des toiles (Pekar, 2012). D'autre part, les néonicotinoïdes impactent la richesse des communautés d'araignées (Rosas-Ramos *et al.*, 2020). En revanche, aucune mortalité des *Lycosidae* n'est induite après consommation de proies exposées à des néonicotinoïdes (Pekar, 2012).

Carabes. Le thiaméthoxame a des effets (*via* la consommation de limaces exposées) sur la mobilité des carabes *Chlaenius tricolor*, se traduisant par des contractions et des difficultés motrices légères jusqu'à une paralysie partielle à étendue des individus (Douglas *et al.*, 2015).

Chrysope. La survie des chrysopes peut être affectée lorsque les adultes se nourrissent sur des plantes traitées à l'imidaclopride (Rogers *et al.*, 2007) mais les chrysopes sont toutefois susceptibles de développer des résistances comme dans le cas de l'espèce *Chrysoperla carnea* qui présente une forte résistance à l'acétamipride (Mansoor et Shad, 2020). L'imidaclopride perturbe la mobilité des individus (apparition de tremblements, (Rogers *et al.*, 2007)).

Coccinelles. Les coccinelles sont impactées par les PPP *via* les proies qu'elles ingèrent, comme l'ont montré Bredeson *et al.* (2015) pour *Coleomegilla maculate* : ces auteurs ont observé une mortalité des larves après qu'elles aient consommé des pucerons de céréales exposées au thiaméthoxame. Les premiers stades larvaires sont les plus sensibles. D'autre part, le thiaméthoxame affecte la mobilité des coccinelles (le temps pour se retourner lorsqu'elles sont placées sur le dos augmente avec la concentration d'insecticide ingéré) mais pas le nombre d'œufs pondus bien qu'une corrélation négative entre l'augmentation de la concentration de l'insecticide et le nombre d'œufs se développant ait été mise en évidence (Bredeson et Lundgren, 2018).

Forficules. L'espèce dominante de forficule rencontrée en vergers et dans les zones tempérées et, de ce fait, la plus étudiée au laboratoire, est l'espèce *Forficula auricularia*. Des résultats ont montré que le thiaclopride réduit la croissance des larves de ce forficule et diminue le comportement de recherche de nourriture chez les adultes (Fountain et Harris, 2015).

Fourmis. Chez les fourmis, une augmentation de la mortalité et une perturbation de la locomotion sans perte du comportement de chasse a été observée après exposition à l'imidaclopride (Penn et Dale, 2017).

Parasitoïdes. Comme pour les arthropodes prédateurs (acariens, punaises...), les néonicotinoïdes (acétamipride) (Khans et Alhewairini, 2019) entraînent une réduction importante des abondances de divers groupes de parasitoïdes et ces pertes d'abondance s'accompagnent généralement d'une hausse des niveaux d'infestation des ravageurs (Saito *et al.*, 2008). Pour différentes espèces de parasitoïdes, les applications d'imidaclopride par voie systémique sont souvent peu néfastes, alors que les applications foliaires peuvent s'avérer très toxiques (Naranjo, 2001).

Punaises. Les punaises prédatrices dont les proies sont des herbivores ayant été en contact avec des plantes traitées à l'imidaclopride consomment moins de proies que lorsque les proies sont des herbivores non exposés (Resende-Silva *et al.*, 2019). De plus, dans le cas des punaises en contact avec des proies exposées, les taux de prédation n'augmentent pas avec la densité de proies (absence de réponse fonctionnelle de type II). Des études concernant *Orius insidiosus* ont conclu à une toxicité modérée à forte de l'imidaclopride lorsqu'il est appliqué par voie systémique, alors que la toxicité par voie foliaire présente des résultats contradictoires (Naranjo, 2001). Chez les punaises prédatrices *Podisus nigrispinus* (Torres *et al.*, 2003), les effets sublétaux en réponse à des traitements

au thiaméthoxame se traduisent par un développement plus long des larves, une baisse de la masse corporelle des adultes et un retard dans la période d'oviposition des femelles. L'imidaclopride peut également altérer le comportement de prédation des punaises (*P. maculiventris* (Resende-Silva *et al.*, 2019)), avec des conséquences sur le gain de poids des individus. Toutefois, certains de ces effets ne sont visibles que pour certaines doses de traitements, après des durées spécifiques (Torres *et al.*, 2003), et/ou sur de courtes périodes de temps (Pekar et Kocourek, 2004).

Vers de terre

Une étude multi-résidus réalisée en France et portant sur une trentaine de PPP a mis en évidence une forte fréquence d'occurrence (au moins une molécule sur les 31 dosées) des PPP dans 92% des échantillons de vers de terre (Bertrand *et al.*, 2015 ; Pelosi *et al.*, 2021). Quatre molécules différentes en moyenne ont été détectées dans ces invertébrés, représentant des mélanges de résidus de PPP de différentes familles chimiques dont les néonicotinoïdes, azolés ou strobilurines. Or, il est avéré que les néonicotinoïdes (acétamipride, clothianidine, imidaclopride, thiaméthoxame) sont toxiques pour les vers de terre (*Eisenia fetida*) : ils affectent notamment la reproduction, l'activité de la cellulase et les tissus (Wang *et al.*, 2015).

Arthropodes décomposeurs

En réalisant une expérience sur le terrain pendant trois ans, Pearsons et Tooker (2021) ont montré que l'enrobage des semences par des néonicotinoïdes affectait de plus de 10% la densité des arthropodes décomposeurs (mille-pattes, collemboles ou acariens oribatides) et la décomposition de la litière.

Nématodes

Un effet positif de l'imidaclopride (à faible dose) sur la reproduction des nématodes entomopathogènes a été observé après une application combinée de l'insecticide avec ces nématodes (Koppenhofer *et al.*, 2003). L'imidaclopride réduirait l'activité des organismes ciblés permettant une meilleure colonisation par les nématodes. Ce résultat suggère que leur potentiel de lutte biologique pourrait être amélioré par ce biais.

2.1.3. Vertébrés terrestres

Les néonicotinoïdes ont des effets (comportement, mortalité) sur les oiseaux, chauves-souris, mammifères et reptiles.

Oiseaux (hors rapaces)

Des analyses de résidus de néonicotinoïdes dans des plumes de moineaux domestiques en Suisse ont mis en évidence l'ubiquité de l'exposition de ces passereaux, la prévalence la plus élevée du thiaclopride et les concentrations les plus fortes pour la clothianidine (Humann-Guilleminot *et al.*, 2019).
Alors que l'on pensait initialement que les néonicotinoïdes étaient moins nocifs pour les oiseaux que pour les insectes en raison de leur moindre affinité avec les récepteurs nicotiniques, des preuves de plus en plus nombreuses remettent aujourd'hui en question cette opinion et les oiseaux semblent être plus sensibles à la toxicité des néonicotinoïdes que les autres vertébrés (Mineau et Palmer, 2013). La toxicité aiguë des néonicotinoïdes aurait été sous-estimée d'un facteur dix pour certaines espèces sauvages d'oiseaux par rapport à celle déterminée sur les espèces modèles de canard colvert ou colin de Virginie. De la même manière, la toxicité chronique serait elle aussi mal prise en compte, tout comme les effets sublétaux.
En Amérique du Nord, plusieurs études ont démontré que le déclin des oiseaux dans les agroécosystèmes était corrélé à l'utilisation des néonicotinoïdes (Mineau et Whiteside, 2013 ; Li *et al.*, 2020). En Europe, les réseaux de phytopharmacovigilance (France, Angleterre, Espagne) ont révélé de très nombreux cas d'empoisonnements directs accidentels des oiseaux à la suite de l'ingestion de graines enrobées avec des néonicotinoïdes (surtout l'imidaclopride) (Millot *et al.*, 2017 ; Buchweitz *et al.*, 2019). L'amélioration des techniques de semis peut permettre de limiter ce risque d'empoisonnement direct en garantissant un enfouissement efficace des grains traités pour que la proportion de grains en surface après la plantation soit faible (McGee *et al.*, 2018). Cependant, l'efficacité

de ces méthodes dépend des techniques de plantation et du type de semences et elles ne sont pas généralisables à toutes les situations de semences enrobées (McGee *et al.*, 2018). Les enrobages sont censés induire une forte aversion qui limite l'ingestion à quelques graines enrobées, ne représentant qu'une faible fraction de la DL50 des néonicotinoïdes (Avery *et al.*, 1994), mais il a été démontré que ces résultats étaient très dépendants du contexte d'expérimentation, dont la disponibilité en ressources alimentaires alternatives ou l'état de stress alimentaire (Millot *et al.*, 2017). De plus, l'effet répulsif résulte de l'induction d'un désordre physiologique à la suite des premières ingestions de graines traitées, ce qui sous-entend que des effets sublétaux importants se produisent bien avant l'ingestion d'une dose létale (Lopez-Antia *et al.*, 2014 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015 ; Mineau, 2017).

La mesure de résidus de PPP dans des cadavres (foies ou gésiers) a permis d'associer la mortalité d'oiseaux granivores (perdrix grise, colombidés, passereaux) à une intoxication par l'imidaclopride suite à la consommation de semences enrobées (Berny *et al.*, 1999 ; Bro *et al.*, 2010 ; Mineau et Palmer, 2013 ; Millot *et al.*, 2017 ; Buchweitz *et al.*, 2019). Les semis d'automne ont été identifiés comme les plus impactants en termes de mortalité (Millot *et al.*, 2017). L'analyse de carcasses de dindons sauvages (*Meleagris gallopavo silvestris*) collectées sur le terrain en Ontario a montré des niveaux détectables de clothianidine et/ou de thiaméthoxame chez 22,5% des individus (détection des deux PPP chez 5% des individus) (MacDonald *et al.*, 2018). Sur le même principe, l'analyse de carcasses de gibiers à plumes a montré des résidus de néonicotinoïdes dans les tissus et les fluides corporels (foie, plasma), avec une augmentation de l'occurrence de détection de la clothianidine passant de 6% avant semis à 89% après semis, et une diminution de la fréquence de détection dans les 30 jours dans le plasma mais pas dans le foie (Lennon *et al.*, 2020b). En dépit des biais de détection de cadavres sur le terrain (délai entre la découverte du cadavre et l'exposition potentielle...) (de Snoo *et al.*, 1999 ; Vyas, 1999), un nombre important d'oiseaux (et d'espèces) ont été catégoriquement identifiés comme victime d'intoxication aiguë et létale induite par des néonicotinoïdes utilisés en enrobage de semences. Néanmoins, ces phénomènes de mortalité foudroyante ne seraient vraisemblablement pas la cause première du déclin important de certaines espèces d'oiseaux (perdrix grise) en milieux agricoles, mais ils en sont indéniablement un facteur aggravant (Millot *et al.*, 2017), et ceci d'autant plus que de nombreux autres effets directs sublétaux (physiologiques et comportementaux) et indirects des néonicotinoïdes ont été démontrés, pour bien plus d'espèces que les seuls granivores (Gibbons *et al.*, 2015 ; Wood et Goulson, 2017).

Dans une expérimentation en conditions contrôlées sur des perdrix rouges (*Alectoris rufa*) nourries avec des graines témoins ou traitées à l'imidaclopride à 20% ou 100% de la dose d'application recommandée, les analyses de résidus dans le foie ont montré une accumulation de l'imidaclopride au cours de l'exposition avec une augmentation au cours du temps (durée de survie) et une mortalité de 50% des femelles en moins de cinq jours (Lopez-Antia *et al.*, 2014 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015).

D'autres contextes d'empoisonnement de passereaux par des néonicotinoïdes ont aussi été relevés à la suite de traitements d'arbres dans l'espace public en Californie (Rogers *et al.*, 2019). Cependant, dans le cadre d'usage de PPP en forêt, surtout d'herbicides (phase de régénération) ou d'insecticides (plantation jeune et âgée), les études sont souvent de courte durée (un ou deux ans), suite à un unique traitement restreint dans l'espace sur une parcelle de faible taille. Ainsi, Falcone et DeWald (2010) n'ont pas mis en évidence d'effet d'un traitement au sol avec de l'imidaclopride sur la composition de l'avifaune. Toutefois, à l'échelle de l'étude, les oiseaux peuvent sortir de la zone traitée pour se nourrir. Cette pratique est très peu développée en Europe mais elle doit être considérée en raison du faible nombre de résultats publiés sur ce sujet.

Bien avant plusieurs publications majeures basées sur des analyses corrélatives à large échelle entre usages de PPP et dynamique d'abondance d'espèces, le toxicologue néerlandais Hendrik Tennekes (2010) avait soutenu l'idée que la contamination des eaux de surface par les néonicotinoïdes aux Pays-Bas (et peut-être ailleurs en Europe) était un facteur responsable de la diminution de biomasse d'insectes à l'échelle continentale, elle-même à l'origine de bon nombre des déclins généralisés d'oiseaux et de chiroptères en cours de constatation. Et, en effet, des associations spatio-temporelles négatives entre l'abondance de plusieurs espèces d'oiseaux nicheurs et l'usage de néonicotinoïdes (Lennon *et al.*, 2019) ou leurs concentrations dans les eaux de surface (Hallmann *et al.*, 2014) ont été mises en évidence. D'autres conséquences de l'intensification agricole (changement d'usage des terres, surface cultivée, fertilisants) avaient été prises en compte mais elles n'ont pas modifié la significativité des effets observés.

Plusieurs revues des effets individuels et infra-individuels des néonicotinoïdes ont été publiées récemment (Gibbons *et al.*, 2015 ; Pisa *et al.*, 2015 ; Wood et Goulson, 2017). Même si les molécules incriminées par ces études (imidaclopride) sont aujourd'hui interdites en Europe (mais elles étaient encore utilisées il y a quelques années et peuvent l'être encore *via* des autorisations dérogatoires), elles continuent à être largement utilisées en enrobage ou épandage dans de nombreux pays dans le monde. Les néonicotinoïdes (imidaclopride) induisent des pertes de poids ou réduisent les réserves énergétiques (masse de gras) chez divers oiseaux (Eng *et al.*, 2017 ; 2019). Chez des colibris, la consommation d'imidaclopride contenu dans le nectar de fleur induit une sous-activité et une diminution de la dépense énergétique, sans autres effets détectés sur l'activité alimentaire ou la réponse immunitaire (Bishop *et al.*, 2018 ; English *et al.*, 2021). Des altérations comportementales sont également observées (Eng *et al.*, 2019).
La perturbation de l'efficacité du vol et/ou de la navigation est apparue comme un critère sensible et pertinent d'exposition et d'effet sublétal des néonicotinoïdes chez les oiseaux (Eng *et al.*, 2017). Ces effets ont été associés à de la perte de réserves énergétiques. Ainsi, même s'ils sont transitoires dans les conditions testées, ces effets sublétaux peuvent vraisemblablement conduire à l'altération du succès de la migration des passereaux (*Zonotrichia leucophrys*) utilisant les milieux agricoles comme halte migratoire (Eng *et al.*, 2017 ; 2019). D'autre part, l'altération des mouvements et des capacités de fuite pourrait être à l'origine d'une prédation accrue (Bro *et al.*, 2016).
Récemment, plusieurs études ont montré un impact de l'imidaclopride sur le statut immunitaire des oiseaux adultes (Lopez-Antia *et al.*, 2013) et juvéniles (Lopez-Antia *et al.*, 2015). Cependant, les impacts sont variables selon les études (dose *x* espèces *x* biomarqueurs) (Gibbons *et al.*, 2015 ; Lopez-Antia *et al.*, 2015 ; English *et al.*, 2021). Une corrélation positive entre la prévalence de parasites dans des fèces et les concentrations en clothianidine dans le foie de perdrix tuées à la chasse a par ailleurs été mise en évidence (Lennon *et al.*, 2020a). Aucune conséquence sur la santé individuelle n'a été observée, mais le contexte de l'étude (apport de nourriture *via* agrainage sur la zone d'étude) a pu biaiser les résultats utilisant la masse corporelle comme variable indicatrice. L'analyse de fèces est une méthode intéressante de suivi non létale d'exposition récente aux néonicotinoïdes (*via* l'ingestion de semences enrobées), mais des études fines de toxico-cinétique restent nécessaires pour établir des liens entre résidus dans les fèces et ce qui a été initialement absorbé (Roy *et al.*, 2020).
Des réductions de nourrissage et d'activité aboutissant le plus souvent à des pertes de poids et à des risques pour la survie ont par ailleurs été mises en évidence chez des oiseaux migrateurs exposés à des doses sublétales d'imidaclopride (Eng *et al.*, 2017 ; 2019).

Rapaces

Aucune étude portant sur les effets des néonicotinoïdes sur les rapaces n'a été relevée. Une synthèse bibliographique souligne toutefois le rôle probablement important d'effets indirects de ces insecticides *via* la réduction d'approvisionnement alimentaire en milieu de grandes cultures (Gibbons *et al.*, 2015).
Pourtant, de nombreux travaux ont montré l'imprégnation des rapaces à des néonicotinoïdes. L'imidaclopride a été détecté dans le sang du hibou Grand-Duc (Taliansky-Chamudis *et al.*, 2017), l'imidaclopride et le thiaclopride dans le sang de la bondrée apivore (Byholm *et al.*, 2018) et le thiaclopride, l'acétamipride, la clothianidine et le thiaméthoxame dans les plumes de l'effraie des clochers (Humann-Guilleminot *et al.*, 2021). Les fréquences de détection sont contrastées : 3% des échantillons analysés étaient positifs chez le Grand-Duc alors que chez la bondrée apivore, l'imidaclopride et le thiaclopride ont été détectés dans 40 et 70% des échantillons, respectivement. Chez l'effraie des clochers, plus de 80% des individus étaient positifs, notamment au thiaclopride, l'imprégnation fréquente de poussins suggérant une exposition probablement trophique. La spécialisation alimentaire de la bondrée sur les insectes ne suffirait pas à expliquer les fréquences de détection élevées des néonicotinoïdes.
L'étude de Badry *et al.* (2021) apporte des informations plus complètes sur l'imprégnation des rapaces à différentes familles et types de PPP actuellement utilisés. Les résidus de 28 substances actives incluant 12 fongicides, 8 herbicides et 8 insecticides ont été recherchés dans les foies de 186 individus appartenant à cinq espèces de rapaces et provenant principalement de la moitié nord de l'Allemagne. Seul le thiaclopride a été détecté dans deux milans royaux soit 1% des individus analysés.

Mammifères (hors chiroptères)

L'une des plus vastes études menées à ce jour dans le cas des mammifères a permis la recherche simultanée de 480 substances dans 42 sangliers, 79 chevreuils et 15 cerfs en Pologne (Kaczynski *et al.*, 2021). Parmi les 28 substances détectées, il y avait majoritairement des néonicotinoïdes (acétamipride, imidaclopride et clothianidine). En France, des analyses (multirésidus ciblant 69 PPP englobant des molécules mères et produits de transformation) de poils de petits mammifères omnivores (mulot sylvestre) et insectivores (musaraigne musette) vivant en grandes cultures céréalières ont révélé la présence de 22 à 40 molécules par individu (Fritsch *et al.*, 2019). Les résultats montrent une ubiquité de l'exposition, puisque des résidus de PPP ont été détectés chez tous les animaux quel que soit le type d'habitat (haies, cultures de céréales et prairies) ou de pratique agricole (agriculture conventionnelle ou biologique) et, parmi les molécules les plus détectées en termes de fréquence (plus de 80% des individus) et/ou de concentrations, figurent l'acétamipride, l'imidaclopride et le thiaclopride.
L'étude des effets de l'imidaclopride sur la reproduction du rat (organisme modèle pour les mammifères) a montré une diminution de la vitalité et du nombre de spermatozoïdes, une réduction de la masse des organes sexuels et une diminution de la production des hormones sexuelles FSH et LH chez le mâle (Tetsatsi *et al.*, 2019).

Chiroptères

L'exposition répétée à l'imidaclopride chez une espèce de chauve-souris asiatique (*Hipposideros terasensis*) provoque une altération des déplacements dans une aire définie, malgré un apprentissage par écholocalisation. La perte de la mémoire a été associée à des lésions d'apoptose de certaines zones de l'hippocampe (Hsiao *et al.*, 2016). Une étude plus récente conforte ces données comportementales et suggère que l'altération des déplacements par écholocalisation de chauves-souris affecte probablement leurs déplacements et activités de chasse (Wu-Smart et Spivak, 2018).
De plus, l'usage de néonicotinoïdes semble être associé à un accroissement de la fréquence du syndrome du nez blanc chez les chiroptères, causé par une infection fongique, aux Etats-Unis et en Europe (Bayat *et al.*, 2014 ; Oliveira *et al.*, 2021). Lors du réveil, les chauves-souris connaissent une phase de « réponse inflammatoire massive » avec destruction d'une partie des tissus immunitaires avant reconstruction (Mineau et Callaghan, 2018). Enfin, plusieurs études mentionnent un risque d'exposition des chiroptères aux néonicotinoïdes par voie trophique sur la base de suivis d'activités de chiroptères et de dosages dans leurs proies présentes sur les sites fréquentés (Stahlschmidt et Bruhl, 2012 ; 2017).

Reptiles

Des néonicotinoïdes ont été détectés dans plusieurs organes et tissus de reptiles montrant des distributions internes et des variations temporelles post-exposition différentes en fonction de la substance considérée, mais leur nombre restreint empêche toute tentative de généralisation (Wang *et al.*, 2018b ; 2019b).
L'exposition de différentes espèces de reptiles au thiaméthoxame et à l'imidaclopride en conditions contrôlées a conduit à des variations des niveaux d'hormones thyroïdiennes, de stress ou sexuelles, à des lésions des glandes endocrines ou à des modifications d'expression de gènes impliqués dans le fonctionnement endocrinien (Wang *et al.*, 2019b ; 2020).

Amphibiens

Une étude comparant l'exposition des grenouilles *Hyla gratiosa* et *Hyla cinerea* à l'imidaclopride par voie cutanée *via* une exposition « directe » de la grenouille présente sur le sol au moment de la pulvérisation du PPP et *via* une exposition « indirecte » par contact avec le sol après application a montré que les concentrations cumulées et les facteurs de bioconcentration étaient significativement plus élevés dans le cas de l'exposition « directe » (Van Meter *et al.*, 2015).

2.2. Effets sur la biodiversité en milieu aquatique

Les néonicotinoïdes ne sont normalement pas utilisés dans les milieux aquatiques, mais ils se retrouvent dans ce compartiment *via* la dérive de pulvérisation, le ruissellement, le transfert, l'apport de feuilles traitées et/ou la

décomposition de plantes dans l'eau. Il n'existe pas d'approches de remédiation pour éliminer ces molécules une fois entrées dans le milieu aquatique or, d'une manière générale, les néonicotinoïdes sont relativement stables dans l'eau (Anderson *et al.*, 2015).

2.2.1. Invertébrés aquatiques

Les études portant sur les effets des néonicotinoïdes sur les invertébrés aquatiques sont encore peu nombreuses, mais le risque est important pour ces espèces au regard des niveaux de contamination.

Effets directs

En 2015, une synthèse bibliographique a fait le constat du peu de connaissances disponibles sur l'effet des néonicotinoïdes sur la faune invertébrée des milieux aquatiques d'eau douce et marins (Pisa *et al.*, 2015). Depuis, différents cas d'étude sont venus apporter quelques données. Dans des zones humides canadiennes proches de cultures de colza traitées, une corrélation a été établie entre transfert des néonicotinoïdes lors d'éléments pluvieux et modification de la diversité des insectes émergents (diptères) (Cavallaro *et al.*, 2019). Au Japon, la modélisation des concentrations en néonicotinoïdes dans l'ensemble des rivières nationales a permis d'expliquer les modifications de l'abondance de différents groupes fonctionnels au sein du peuplement d'invertébrés benthiques (Takeshita *et al.*, 2020). La comparaison de ces concentrations à l'écotoxicité des néonicotinoïdes a apporté des éléments inquiétants quant aux effets potentiels de ces insecticides dans les milieux d'eau douces. Aux Pays-Bas, où les résidus d'imidaclopride dans l'eau sont particulièrement élevés, des corrélations entre ces résidus et le déclin de taxons d'arthropodes tels que les éphéméroptères, les odonates, les diptères et certains crustacés ont été révélées à l'échelle nationale (Van Dijk *et al.*, 2013), conclusion retrouvée dans une étude adoptant une approche PAF (*Potentially Affected Fraction*), mais avec de bien plus faibles proportions d'espèces potentiellement affectées par les néonicotinoïdes en tenant compte de la co-occurrence d'autres PPP dans les milieux étudiés (Vijver et van den Brink, 2014). En 2016, la revue de Sanchez-Bayo *et al.* (2016) portant sur les effets des néonicotinoïdes sur les espèces aquatiques a rapporté des impacts potentiels très répandus aux Etats-Unis (40% des cours d'eau du Maryland, 11% des espèces aquatiques dans les vallées agricoles de Californie), et ce constat d'un risque d'impact majeur pour les invertébrés aquatiques a été réaffirmé dans une autre revue en 2017 (Wood et Goulson, 2017). Cette dernière pointe notamment le biais induit par l'utilisation de la daphnie comme invertébré de référence pour évaluer la toxicité de ces molécules, alors que cette espèce est particulièrement tolérante aux néonicotinoïdes par rapport aux insectes ou autres crustacés. De même, une étude récente, basée sur une région agricole située dans une zone humide d'importance écologique aux Etats-Unis, a montré des corrélations négatives entre concentrations en néonicotinoïdes et biomasse de macroinvertébrés (potentielles ressources pour divers oiseaux migrateurs) malgré des concentrations inférieures aux seuils de risque de toxicité aiguë proposés par l'EPA (Schepker *et al.*, 2020).

Effets chroniques à faibles doses

L'impact écologique à long terme est une question particulièrement prégnante pour les invertébrés aquatiques dans le cas des néonicotinoïdes. Le risque chronique résulte notamment de l'aptitude des néonicotinoïdes à atteindre les milieux aquatiques (grande solubilité dans l'eau) et à y persister sous forme adsorbée sur les particules (Armbrust et Peeler, 2002). Ce risque est cependant mal évalué car il est le plus souvent basé sur des tests de toxicité sur daphnies dont la sensibilité est plus faible que celle d'autres groupes d'invertébrés aquatiques, *i.e.* insectes (Beketov et Liess, 2008 ; Wood et Goulson, 2017).

Les néonicotinoïdes peuvent avoir des effets chroniques sur l'abondance et la structure des communautés à des doses de l'ordre du µg/L et inférieures (Beketov et Liess, 2008 ; Kattwinkel *et al.*, 2016). Après arrêt des traitements, l'apparition d'effets différés a également été mise en évidence *in situ* (limnocorrals) pour des concentrations beaucoup plus faibles d'imidaclopride et de clothianidine (< 0,05 µg/L) se traduisant par un avancement significatif de la date d'émergence des chironomes et des odonates zygoptères (Cavallaro *et al.*, 2018). Du point de vue fonctionnel, la désynchronisation de phénologie de ces organismes pourrait avoir des conséquences écosystémiques importantes, notamment en termes d'apport de biomasse vers le milieu terrestre (ressource

trophique pour des prédateurs terrestres tels que les oiseaux). Des effets létaux et sublétaux du thiaclopride ont par ailleurs été mis en évidence chez différents invertébrés aquatiques, après plusieurs jours post-exposition, pour des concentrations de toxicité aiguë modérée (Beketov et Liess, 2008).

Impacts sur la diversité intraspécifique et son évolution

Des travaux récents menés chez un crustacé modèle, *Gammarus pulex*, suggèrent le développement de résistances vis-à-vis de la clothianidine (Becker et Liess, 2017 ; Shahid *et al.*, 2018 ; Becker *et al.*, 2020). Les auteurs notent que certains facteurs sont susceptibles d'avoir facilité l'évolution de résistances, comme la distance vis-à-vis de populations non tolérantes (facilitation de l'effet sélectif par limitation du flux entrant de gènes non adaptés dans les populations (Hoffmann et Willi, 2008)) ou la faible diversité spécifique qui favoriserait l'intensification de la compétition intra-spécifique. Dans l'ensemble, ces résultats démontrent l'importance insoupçonnée des processus évolutifs en cours dans les populations naturelles exposées de façon non intentionnelle aux PPP et l'urgence de développer des outils permettant de les évaluer (Oziolor *et al.*, 2016).

Plus récemment, Neury-Ormanni *et al.* (2020) ont mis en évidence l'existence d'une modification du comportement alimentaire des chironomes exposés à des doses environnementales d'imidaclopride. L'insecticide a induit des modifications de motilité, de sélectivité alimentaire et de capacité de broutage.

La réduction de l'abondance et la modification des cortèges d'insectes aquatiques émergents dans les zones humides exposées aux néonicotinoïdes pourrait expliquer la réduction des densités d'oiseaux insectivores dans ce type de milieux (Cavallaro *et al.*, 2019).

Interactions des néonicotinoïdes avec les fertilisants

En conditions toxiques complexes, formalisées par une approche par Unité Toxique (UT), Alexander *et al.* (2013) ont examiné l'impact du mélange de trois insecticides considérés (sur la base de tests de laboratoire) comme agissant de façon additive, les organophosphorés chlorpyrifos et diméthoate (dont la cible, l'enzyme acétylcholine esterase, est commune) et le néonicotinoïde imidaclopride (dont la cible est le récepteur de l'acétylcholine), en conditions d'oligotrophie et de mésotrophie (apport de nitrate) en cours d'eau artificiels, selon un gradient d'UT établi pour des concentrations compatibles avec les données environnementales. L'étude montre une interaction significative entre PPP et nutriments sur la communauté de macroinvertébrés, avec notamment, en condition mésotrophe sous faible pression PPP, une augmentation de l'abondance totale et de la richesse spécifique des insectes éphéméroptères, plécoptères et trichoptères, des espèces racleuses et du prédateur plécoptère *Agnetina* sp. (perle), tandis qu'à plus forte pression PPP, la densité globale de ces groupes et de la communauté entière est la plus réduite sous cette condition mésotrophe (transition abrupte). En revanche, pour d'autres espèces (chironome, prédateur odonate *Gomphus* sp., détritrivores), aucune interaction significative entre PPP et nitrates n'a été détectée. En milieu oligotrophe, l'augmentation des doses de PPP décroît l'intensité de la prédation, qui à son tour affecte les patrons d'abondance, tandis qu'en milieu mésotrophe, l'effet *bottom-up* des nutriments sur le périphyton explique la variation d'abondance et de richesse des macroinvertébrés (modèle SEM - *Structural Equation Model*).

A faible dose, l'effet masquant des nutriments sur la toxicité des PPP peut résulter d'une consommation accrue compensatoire à court-terme, de l'expression d'une plasticité adaptative à l'échelle intraspécifique, ou d'aptitudes différentes entre taxons, processus non capturés par les méthodes traditionnelles d'étude des communautés (détermination taxonomique et abondances). Les interactions entre nutriments et PPP peuvent ainsi aboutir à une redirection de l'énergie au sein des réseaux trophiques vers des chemins non productifs (Davis *et al.*, 2010) ou encore à une modification des communautés en faveur de groupes plus tolérants (Vinebrooke *et al.*, 2004). Ce type d'interaction a également été étudié en termes de convergence/divergence de structure des communautés d'invertébrés en fossés artificiels ouverts (recolonisation naturelle possible), en associant les éléments NPK au thiaclopride (Barmentlo *et al.*, 2019). Hormis une augmentation d'abondance totale après quatre mois due à l'apport de nutriments, les traitements n'ont pas eu d'effet sur la richesse spécifique, l'abondance globale ou la divergence des communautés au sein d'un même traitement (dispersion beta). En revanche, en termes de composition des communautés, l'étude a montré une interaction temps-traitement *via* l'induction significative d'une dissimilarité vis-

à-vis des conditions témoin après un mois sous l'effet du thiaclopride et celui des nutriments. De même, relativement aux traitements simples (une seule substance), cette dissimilarité vis-à-vis des conditions témoin s'accroît significativement en présence des deux facteurs chimiques, à court et à long terme, *i.e.*, bien après la disparition du thiaclopride dans le milieu. Ces changements de composition se traduisent essentiellement par une réduction d'abondance des insectes et des grands prédateurs, et une augmentation des espèces multivoltines. Certains résultats, comme l'augmentation particulièrement forte des coléoptères du genre *Helophorus* sous nutriments et insecticide, peuvent résulter d'un effet d'entraînement (*rippling effect*) causé par le PPP dans la communauté et amplifié par l'apport de nutriments. Cette étude montre que le thiaclopride peut, en plus de sa toxicité à court terme, induire des effets écologiques à plus long terme.

Les approches expérimentales, notamment en mésocosmes, même si elles sont plus éloignées de la réalité environnementale, permettent de tester les relations observées sur le terrain. Le corpus analysé dans ce domaine, marqué par une forte dominance d'études relatives à des écosystèmes d'eau douce lentiques, pointe : (1) un impact marqué des néonicotinoides à faibles doses ; (2) un manque de mise en relation des impacts des néonicotinoïdes, du comportement et de la *fitness* des organismes, en lien avec les fonctions écologiques auxquelles ils contribuent ; (3) un manque de mise en relation des impacts des néonicotinoïdes sur le système nerveux avec le comportement des organismes.

2.2.2. Vertébrés aquatiques

Le nombre d'études conduites pour évaluer les effets des néonicotinoïdes sur les vertébrés aquatiques reste très limité, en particulier pour le milieu marin.

Dans leur synthèse bibliographique, Anderson *et al.* (2015) ont noté que l'imidaclopride, la clothianidine et le thiaméthoxame avaient une faible toxicité pour les poissons et les amphibiens (les invertébrés aquatiques sont plus sensibles que les vertébrés aquatiques, en lien avec des différences au niveau des récepteurs nAChR). Pour les poissons, il a par ailleurs été démontré que les embryons étaient moins sensibles à l'imidaclopride que les juvéniles (Anderson *et al.*, 2015).

Aucune étude n'a été consacrée aux effets de mélanges de néonicotinoïdes sur les vertébrés aquatiques (Anderson *et al.*, 2015). On peut également déplorer un manque d'études à l'échelle des écosystèmes (approches par mésocosmes et/ou études de terrain) pour étudier les effets de ces insecticides. Des travaux sont aussi attendus sur les effets sub-létaux ou chroniques pour refléter les niveaux de concentrations dans l'environnement. Enfin, la plupart des études portent sur l'imidaclopride, les effets des autres néonicotinoïdes sont très peu abordés.

2.3. Réseaux trophiques

Les néonicotinoïdes affectent la biodiversité en se propageant dans les réseaux trophiques.

Ennemis naturels

Des effets du thiaméthoxame sur le taux de prédation et la survie de deux prédateurs, la punaise *Orius insidiosus* et la coccinelle *Hippodamia convergens*, ont été rapportés lorsqu'ils s'attaquent à des pucerons exposés à des plantes traitées ou non au thiaméthoxame (Esquivel *et al.*, 2020). Le taux de prédation n'est pas influencé par l'exposition des pucerons à ce néonicotinoïde mais, en revanche, la survie de la punaise, contrairement à celle de la coccinelle, est réduite après avoir consommé des pucerons élevés sur des plantes traitées. Toutefois, la réduction de la survie de la punaise n'a été observée qu'au cours des premières semaines après l'application de thiaméthoxame, aucune réduction n'a été notée un mois et plus après le traitement.

Wang *et al.* (2018a) ont évalué la toxicité du thiaméthoxame pour la coccinelle *Harmonia axyridis* et son effet sur la réponse fonctionnelle de ce prédateur du puceron *Myzus persicae* par trois voies d'exposition : contact résiduel direct, application systémique et traitement par trempage des feuilles. La prédation a été négativement affectée, en particulier lorsque les coccinelles étaient exposées suite au trempage de feuilles, mais aussi après exposition

par contact et exposition suite à une application systémique. Pour toutes les voies d'exposition, *H. axyridis* a rapidement récupéré une capacité de prédation. Toutefois, des effets sublétaux du thiaméthoxame peuvent réduire la croissance de la population de *H. axyridis* et, par conséquent, nuire au contrôle biologique de *M. persicae* par ce prédateur, en particulier après exposition par les feuilles ou par contact.

Mollusques

L'influence du thiaméthoxame, appliqué en tant qu'enrobage des graines de soja, sur les interactions entre le soja, les mollusques herbivores (ravageurs) non ciblés et les insectes prédateurs a été étudiée au laboratoire et sur le terrain (Douglas *et al.*, 2015). Au laboratoire, la limace *Deroceras reticulatum* n'a pas été affectée par le thiaméthoxame, mais les coléoptères prédateurs (*Chlaenius tricolor*) qui ont mangé ces limaces ont été affectés ou tués dans plus de 60% des cas. Au champ, les traitements de semences à base de thiaméthoxame ont diminué l'activité et la densité des arthropodes prédateurs, relâchant ainsi la prédation des limaces et réduisant les densités de soja de 19% et le rendement de 5%. Les analyses des résidus de thiaméthoxame ont révélé que les concentrations d'insecticide diminuent tout au long de la chaîne alimentaire, mais que les niveaux dans les limaces collectées sur le terrain étaient encore suffisamment élevés pour nuire aux insectes prédateurs. D'après Douglas *et al.* (2015), ces travaux sur le transfert trophique du thiaméthoxame remettent en question l'idée que les néonicotinoïdes appliqués sur les semences ciblent précisément les ravageurs herbivores et soulignent la nécessité de prendre en compte les arthropodes prédateurs et les communautés d'organismes du sol dans l'évaluation des risques et la gestion des néonicotinoïdes.

Oiseaux

La présence de différents PPP (54 substances actives ou produits de transformation) a été recherchée dans le bol alimentaire (insectes) fournis par les parents de l'hirondelle bicolore, *Tachycineta bicolor*, à leurs oisillons dans 40 fermes du sud du Québec (Canada) distribuées sur un gradient d'intensification agricole (Poisson *et al.*, 2021). Cette recherche multi-résidus incluait 9 fongicides, 18 herbicides et 24 insecticides dont 7 néonicotinoïdes. Les résultats attestent d'une exposition par voie trophique ubiquitaire, avec près de la moitié des bols alimentaires présentant une contamination par au moins une substance recherchée, la clothianidine figurant parmi les PPP les plus fréquemment détectés (9% des cas). Des mélanges de PPP (2 à 16 molécules) ont également été détectés dans 21% des bols alimentaires (et 45% des bols contaminés) et, parmi eux, cinq (clothianidine, dinotéfurane, imidaclopride, thiaclopride, thiaméthoxame) des sept néonicotinoïdes recherchés.

Les travaux les plus récents menés chez les oiseaux révèlent, aux Etats-Unis et en Europe, une exposition/accumulation des néonicotinoïdes chez plusieurs groupes trophiques comme des nectarivores et des granivores, des insectivores et des prédateurs (rapaces) (Bro *et al.*, 2016 ; Taliansky-Chamudis *et al.*, 2017; Byholm *et al.*, 2018 ; Bishop *et al.*, 2020 ; Badry *et al.*, 2021 ; Humann-Guilleminot *et al.*, 2021).

Insectes aquatiques

L'étude de la contamination d'insectes aquatiques prélevés en zone humide aux Etats-Unis a montré (notamment) la présence de résidus de clothianidine et d'imidaclopride (Kraus *et al.*, 2021a). Les auteurs ont estimé que les insectes aquatiques transféraient à l'écosystème terrestre des flux de l'ordre de 2 à 180 µg de PPP totaux par zone humide et par jour (Kraus *et al.*, 2021a). Une augmentation de 50% dans le flux de PPP reposant sur les insectes aquatiques a été calculée sur le gradient de concentrations en insecticides dans les insectes aquatiques émergents (de 3 à 577 ng d'insecticides par gramme d'insecte). D'autre part, la présence de ces néonicotinoïdes entraîne également une réduction des ressources en insectes pour les invertébrés consommateurs.

Poissons

Hayasaka *et al.* (2012) ont montré que des applications successives d'imidaclopride et de fipronil (insecticide de la famille des phénylpyrazoles) dans des rizières expérimentales entraînaient la diminution de la croissance des

poissons medaka, *Oryzias latipes*, adultes et alevins, très probablement par le biais d'une réduction de l'abondance des proies du médaka. Toutefois, les concentrations (environ 0,001 à 0,05 mg/L) étaient trop faibles pour avoir un effet direct chez le poisson.

3. Effets des néonicotinoïdes sur les services écosystémiques

Dans la bibliographie, très peu d'articles portant sur les effets des PPP sur les services écosystémiques font référence aux néonicotinoïdes.

Les insectes fournissent de multiples services écosystémiques dans les agroécosystèmes, notamment la pollinisation, la lutte antiparasitaire, la lutte contre les adventices, l'enfouissement des excréments, la décomposition des déchets et l'aération du sol. En particulier, les services de pollinisation et de lutte antiparasitaire sont vitaux pour les systèmes agricoles et ils sont actuellement confrontés au déclin généralisé des insectes (insectes utiles, jouant le rôle de pollinisateurs, et ennemis naturels des autres, jouant le rôle de prédateurs ou de parasitoïdes).

Stanley *et al.* (2016) ont ainsi comparé le fonctionnement de deux colonies de bourdons, une colonie étant infectée par des néonicotinoïdes et l'autre non. Ils ont démontré que l'impact du PPP n'affecte pas la quantité en nombre d'individus mais ils laissent supposer que ces produits vont impacter le fonctionnement de la colonie.

Wei *et al.* (2020) ont quant à eux analysé la perception des gens de l'impact des néonicotinoïdes sur les abeilles en observant le comportement d'achat de consommateurs américains de plantes ornementales. Leur expérience consistait à regrouper 141 participants dans un laboratoire d'économie expérimentale à qui ils ont demandé de faire des enchères sur différentes plantes ayant différents labels : « Avec néonicotinoïde », « Sans néonicotinoïde » et « Certifié meilleur pour les abeilles ». Le résultat montre que les participants étaient prêts à payer plus cher (0,34 € de plus) les plantes sans néonicotinoïde, et encore 0,17 € de plus lorsque les plantes avaient le label « Certifié meilleur pour les abeilles ».

Par ailleurs, a *posteriori*, les choix politiques, lesquels se traduisent par des obligations juridiques, peuvent également avoir des conséquences délétères sur les décisions agronomiques. Ceci appelle à une meilleure évaluation des risques susceptibles de porter atteinte aux services écosystémiques, pollinisation par les abeilles en particulier (Klatt *et al.*, 2014). L'interdiction de certains PPP, en l'espèce les néonicotinoïdes, a conduit au report d'utilisation vers d'autres PPP. Klatt *et al.* (2014) se sont intéressés à l'origine de cette interdiction : ils indiquent que le fait qu'un insecticide soit toxique pour les abeilles individuelles ou d'autres pollinisateurs est une finalité en soi, mais que la question critique est celle de savoir si les abeilles sont affectées d'une manière qui peut réduire la persistance à long terme des populations. Ils soulignent également que les connaissances sur l'impact général des insecticides sur les pollinisateurs sont encore limitées et que les évaluations actuelles des risques environnementaux ont une capacité limitée à prédire les conséquences pour les populations de différentes espèces de pollinisateurs dans des conditions naturelles. Dès lors, une évaluation alternative consisterait à mesurer les effets sublétaux en tant que paramètres après une exposition aux insecticides, afin d'éclairer les évaluations des risques et donc potentiellement aussi les décisions réglementaires.

4. Néonicotinoïdes dans le paysage socio-économique et règlementaire

Les néonicotinoïdes occupent une place privilégiée dans les analyses sociologiques, en lien avec les mobilisations citoyennes et politiques que leurs utilisations et interdictions potentielles ont suscité.

Les abeilles et les pollinisateurs ont provoqué de nombreuses mobilisations quant aux effets des PPP sur la biodiversité. Celles-ci étendent l'enjeu de l'apiculture à celui des services écosystémiques rendus par les pollinisateurs au sein de la crise environnementale d'ordre planétaire : « Une série de glissements s'est ainsi opérée : de l'apiculture et l'abeille domestique à la biodiversité et aux pollinisateurs en général, du monde apicole au monde environnemental, de la production du miel à la fourniture de services » (Fortier *et al.*, 2020). Ainsi, des

mobilisations autour de la réglementation des néonicotinoïdes ont émergé comme la continuité de l'émergence de ce problème public autour des abeilles (Suryanarayanan, 2013 ; Demortain, 2021).

Le cas des néonicotinoïdes illustre comment la prise en charge des enjeux des PPP hors de la sphère réglementaire, à travers des syndicats agricoles, des associations environnementales ou de consommateurs, contribue à modifier les prises de décision.

Demortain (2021) a examiné les conditions dans lesquelles cette prise en charge a eu lieu, afin de mieux comprendre comment les connaissances issues de la recherche, par opposition à la science réglementaire, sont encodées dans l'espace réglementaire ou non. Des connaissances alternatives ont émergé parce que des acteurs produisant et utilisant des connaissances issues de la recherche écotoxicologique (chercheurs publics, apiculteurs, ONG, politiciens prônant l'action environnementale) se sont coalisés pour intervenir dans l'espace réglementaire. Prete (2013) a proposé une analyse similaire sur les experts engagés sur ce sujet et a montré qu'ils sortent plus facilement des sentiers battus lorsqu'ils ne sont pas en lien avec l'administration.

Dans un ordre d'idée assez proche, Grimonprez et Bouchama (2021) ont indiqué, à propos des dérogations à l'interdiction des néonicotinoïdes faute de solution alternatives pour la filière betterave, que « la notion d'alternative devrait être pensée comme l'ensemble des méthodes et pratiques à déployer à l'échelle de la parcelle ou de l'exploitation permettant d'aboutir à une maîtrise comparable du risque phytosanitaire ». De plus, afin de conférer un statut juridique à des pratiques plus vertueuses sur le plan écologique et les faire sortir ainsi du champ purement factuel, les auteurs proposent qu'elles fassent l'objet d'une véritable normalisation (comme l'agriculture biologique), reconnue par une autorité indépendante comme l'Anses par exemple.

Conclusion

Les néonicotinoïdes ont été retrouvés dans tous les milieux (sol, eau, air, plantes, pollen, nectar...) et dans le biote (vertébrés et invertébrés terrestres et aquatiques).

Les néonicotinoïdes, en particulier l'imidaclopride, et dans une moindre mesure le thiaméthoxame et la clothianidine, sont très fréquemment détectés dans les sols, y compris plusieurs années après les traitements (avec une accumulation importante dans les végétaux). La contamination des eaux douces par les néonicotinoïdes (en particulier l'imidaclopride) est également largement mise en évidence dans les suivis réglementaires au niveau national et dans les études européennes. Cependant, la fréquence de détection de ces substances dans l'eau n'est pas très élevée dans les études scientifiques. Les néonicotinoïdes sont encore peu suivis en milieux littoral et marin mais des études ponctuelles ont rapporté la présence d'imidaclopride dans différents écosystèmes et du thiamétoxame dans des lagunes. Par ailleurs, des mesures ont révélé la présence (non permanente) dans l'air de l'acétamipride, de l'imidaclopride, du thiaclopride et du thiaméthoxame.

Les effets écotoxicologiques des néonicotinoïdes dépendent des organismes étudiés, mais ils ont un impact particulièrement élevé sur les invertébrés et vertébrés terrestres et sur les invertébrés aquatiques. Les impacts sur les vertébrés aquatiques, moins documentés, semblent plus limités.

Les effets des néonicotinoïdes sur les microorganismes hétérotrophes terrestres varient en fonction des conditions d'études : lorsque celles-ci sont menées au champ, ces substances n'ont pas ou peu d'effet, en revanche, au laboratoire, des impacts sur la structure et sur différentes activités microbiennes sont observés.

Bien que des résultats contradictoires aient été relevés dans la bibliographie, les néonicotinoïdes ont des effets au niveau individuel (mortalité, mobilité) sur les pollinisateurs (abeilles domestiques en particulier) et sur le déclin des populations d'invertébrés terrestres. D'autre part, l'exposition aux néonicotinoïdes favorise l'augmentation de la sensibilité des abeilles domestiques aux maladies et aux parasites. Malgré l'importance des pollinisateurs sauvages, le nombre d'études portant sur ces organismes est très limité. Par ailleurs, il a été démontré que les néonicotinoïdes avaient des effets sur d'autres familles d'invertébrés terrestres comme les ennemis naturels, les vers de terre...

Les néonicotinoïdes sont principalement mis en cause dans le déclin des oiseaux prairiaux. La consommation de semences traitées est majoritairement responsable des empoisonnements aux néonicotinoïdes mais les oiseaux sont aussi exposés à ces insecticides par voie trophique. Des travaux ont également montré que les néonicotinoïdes avaient des effets négatifs sur les chauves-souris, les mammifères et les reptiles.

Dans le cas des invertébrés et des vertébrés aquatiques, les données portant sur les effets des néonicotinoides sont très limitées. Les résultats disponibles indiquent des corrélations entre concentration en néonicotinoïdes et déclin de taxons d'arthropodes mais, inversement, ils indiquent que les néonicotinoïdes ne seraient pas très toxiques pour les vertébrés aquatiques tels que les poissons et les amphibiens. Des effets perturbateurs endocriniens des néonicotinoïdes ont été mis en évidence au laboratoire.

La propagation des néonicotinoïdes dans les réseaux trophiques est régulièrement démontrée au travers d'analyses réalisées dans des prédateurs et charognards. Plusieurs études (dont certaines réalisées en France) révèlent ainsi une exposition/accumulation d'un grand nombre de néonicotinoïdes chez les invertébrés terrestres et aquatiques, les oiseaux ou les poissons.

L'analyse de la bibliographie montre un déficit de connaissance des effets des néonicotinoïdes sur les producteurs primaires (toutefois le mode d'action des néonicotinoïdes est peu susceptible d'entraîner des effets ainsi que cela a été démontré pour des algues (Anderson *et al.*, 2015)), les microorganismes hétérotrophes aquatiques, les pollinisateurs sauvages, les rapaces, les mammifères, les reptiles et les amphibiens, les vertébrés aquatiques et sur les organismes du milieu marin en général, ainsi que sur les services écosystémiques autres que la pollinisation. De plus : (1) la majorité des études est ciblée sur un seul type de néonicotinoïde rendant toute généralisation difficile ; (2) l'imidaclopride est le néonicotinoïde le plus souvent étudié, les données sont limitées pour les autres substances ; (3) la plupart des études ne reflètent pas des utilisations réalistes et représentatives des conditions d'application *in natura* ; (4) très peu d'études tiennent compte des produits de transformation et des mélanges de PPP ; (5) le nombre d'études considérant l'impact des néonicotinoïdes sur des niveaux d'organisation biologique autres que l'individu ou la population est faible ; (6) les effets des néonicotinoïdes sur les services de régulation des bioagresseurs et de maintenance de la qualité du sol ne sont pas renseignés.

Les néonicotinoïdes sont aussi un cas emblématique des interactions entre préoccupations sociétales et réglementation.

Dans le cas particulier des néonicotinoïdes, les enjeux liés à ces insecticides ont été pris en charge hors de la sphère réglementaire, à travers des syndicats agricoles, des associations environnementales ou de consommateurs, contribuant à modifier les prises de décision. Des connaissances alternatives ont émergé parce que des acteurs produisant et utilisant des connaissances issues de la recherche écotoxicologique se sont coalisés pour intervenir dans l'espace réglementaire, conduisant à l'interdiction des néonicotinoïdes.

Références bibliographiques

Ahemad, M.; Khan, M.S., 2011. Effects of insecticides on plant-growth-promoting activities of phosphate solubilizing rhizobacterium Klebsiella sp strain PS19. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 100 (1): 51-56. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2011.02.004

Ahmad, S.; Aziz, M.A., 2017. A review: risk assessment of pesticides on honey bee and pollination of agriculture crops in Pakistan. *Asian Journal of Agriculture and Biology*, 5 (3): 140-150. https://www.asianjab.com/a-review-risk-assessment-of-pesticides-on-honey-bee-and-pollination-of-agriculture-crops-in-pakistan/

Alexander, A.C.; Luis, A.T.; Culp, J.M.; Baird, D.J.; Cessna, A.J., 2013. Can nutrients mask community responses to insecticide mixtures? *Ecotoxicology*, 22 (7): 1085-1100. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-013-1096-3

Alkassab, A.T.; Kunz, N.; Bischoff, G.; Pistorius, J., 2020. Comparing response of buff-tailed bumblebees and red mason bees to application of a thiacloprid-prochloraz mixture under semi-field conditions. *Ecotoxicology*, 29 (7): 846-855. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-020-02223-2

Anderson, J.C.; Dubetz, C.; Palace, V.P., 2015. Neonicotinoids in the Canadian aquatic environment: A literature review on current use products with a focus on fate, exposure, and biological effects. *Science of the Total Environment*, 505: 409-422. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.09.090

Arena, M.; Sgolastra, F., 2014. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23 (3): 324-334. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1

Armbrust, K.L.; Peeler, H.B., 2002. Effects of formulation on the run-off of imidacloprid from turf. *Pest Management Science*, 58 (7): 702-706. http://dx.doi.org/10.1002/ps.518

Auby, I.; Bost, C.A.; Budzinski, H., 2011. *Régression des herbiers de zostères dans le Bassin d'Arcachon : état des lieux et recherche des causes* Rapport Ifremer RST/LER/AR/11.007, 195.

Avery, M.L.; Decker, D.G.; Fischer, D.L., 1994. Cage and flight pen evaluation of avian repellency and hazard associated with imidacloprid-treated rice seed. *Crop Protection*, 13 (7): 535-540. http://dx.doi.org/10.1016/0261-2194(94)90107-4

Badry, A.; Schenke, D.; Treu, G.; Krone, O., 2021. Linking landscape composition and biological factors with exposure levels of rodenticides and agrochemicals in avian apex predators from Germany. *Environmental Research*, 193: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2020.110602

Barmentlo, S.H.; Schrama, M.; van Bodegom, P.M.; de Snoo, G.R.; Musters, C.J.M.; Vijver, M.G., 2019. Neonicotinoids and fertilizers jointly structure naturally assembled freshwater macroinvertebrate communities. *Science of the Total Environment*, 691: 36-44. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.110

Bayat, S.; Geiser, F.; Kristiansen, P.; Wilson, S.C., 2014. Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environment International*, 63: 40-52. http://dx.doi.org/10.1016/j.envint.2013.10.009

Becker, J.M.; Liess, M., 2017. Species Diversity Hinders Adaptation to Toxicants. *Environmental Science & Technology*, 51 (17): 10195-10202. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.7b02440

Becker, J.M.; Russo, R.; Shahid, N.; Liess, M., 2020. Drivers of pesticide resistance in freshwater amphipods. *Science of the Total Environment*, 735: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139264

Beers, E.H.; Brunner, J.F.; Dunley, J.E.; Doerr, M.; Granger, K., 2005. Role of neonicotinyl insecticides in Washington apple integrated pest management. Part II. Nontarget effects on integrated mite control. *Journal of Insect Science*, 5: 10. http://dx.doi.org/10.1093/jis/5.1.16

Beketov, M.A.; Liess, M., 2008. Acute and delayed effects of the neonicotinoid insecticide thiacloprid on seven freshwater arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (2): 461-470. http://dx.doi.org/10.1897/07-322r.1

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2020. Effects of Fungicide and Herbicide Chemical Exposure on Apis and Non-Apis Bees in Agricultural Landscape. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 10. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2020.00081

Berny, P.J.; Buronfosse, R.; Videmann, B.; Buronfosse, T., 1999. Evaluation of the toxicity of imidacloprid in wild birds. A new high performance thin layer chromatography (HPTLC) method for the analysis of liver and crop samples in suspected poisoning cases. *Journal of Liquid Chromatography & Related Technologies*, 22 (10): 1547-1559. http://dx.doi.org/10.1081/jlc-100101750

Bertrand, M.; Barot, S.; Blouin, M.; Whalen, J.; de Oliveira, T.; Roger-Estrade, J., 2015. Earthworm services for cropping systems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 35 (2): 553-567. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-014-0269-7

Bishop, C.A.; Moran, A.J.; Toshack, M.C.; Elle, E.; Maisonneuve, F.; Elliott, J.E., 2018. Hummingbirds and bumble bees exposed to neonicotinoid and organophosphate insecticides in the Fraser Valley, British Columbia, Canada. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (8): 2143-2152. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4174

Bishop, C.A.; Woundneh, M.B.; Maisonneuve, F.; Common, J.; Elliott, J.E.; Moran, A.J., 2020. Determination of neonicotinoids and butenolide residues in avian and insect pollinators and their ambient environment in Western Canada (2017,2018). *Science of the Total Environment*, 737: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139386

Bonmatin, J.M.; Giorio, C.; Girolami, V.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.; Liess, M.; Long, E.; Marzaro, M.; Mitchell, E.A.D.; Noome, D.A.; Simon-Delso, N.; Tapparo, A., 2015. Environmental fate and exposure; neonicotinoids and fipronil. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 35-67. https://doi.org/10.1007/s11356-014-3332-7

Bonmatin, J.M.; Marchand, P.A.; Charvet, R.; Moineau, I.; Bengsch, E.R.; Colin, M.E., 2005. Quantification of imidacloprid uptake in maize crops. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 53 (13): 5336-5341. https://doi.org/10.1021/jf0479362

Botias, C.; David, A.; Hill, E.M.; Goulson, D., 2016. Contamination of wild plants near neonicotinoid seed-treated crops, and implications for non-target insects. *Science of the Total Environment*, 566: 269-278. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.065

Botina, L.L.; Bernardes, R.C.; Barbosa, W.F.; Lima, M.A.P.; Guedes, R.N.C.; Martins, G.F., 2020. Toxicological assessments of agrochemical effects on stingless bees (Apidae, Meliponini). *Methodsx*, 7: 18. http://dx.doi.org/10.1016/j.mex.2020.100906

Bredeson, M.M.; Lundgren, J.G., 2018. Thiamethoxam seed treatments reduce foliar predator and pollinator populations in sunflowers (Helianthus annuus), and extra-floral nectaries as a route of exposure for seed treatments to affect the predator, Coleomegilla maculata (Coleoptera: Coccinellidae). *Crop Protection*, 106: 86-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2017.12.019

Bredeson, M.M.; Reese, R.N.; Lundgren, J.G., 2015. The effects of insecticide dose and herbivore density on tri-trophic effects of thiamethoxam in a system involving wheat, aphids, and ladybeetles. *Crop Protection*, 69: 70-76. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2014.12.010

Bro, E.; Decors, A.; Millot, F.; Soyez, D.; Moinet, M.; Berny, P.; Mastain, O., 2010. Intoxications des perdrix grises en nature. Nouveau bilan de la surveillance SAGIR. *Faune sauvage*, 289: 26-32.

Bro, E.; Devillers, J.; Millot, F.; Decors, A., 2016. Residues of plant protection products in grey partridge eggs in French cereal ecosystems. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (10): 9559-9573. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-6093-7

Buchweitz, J.P.; Viner, T.C.; Lehner, A.F., 2019. Qualitative identification of imidacloprid in postmortem animal tissue by gas chromatography-tandem mass spectrometry. *Toxicology Mechanisms and Methods*, 29 (7): 511-517. http://dx.doi.org/10.1080/15376516.2019.1616344

Byholm, P.; Makelainen, S.; Santangeli, A.; Goulson, D., 2018. First evidence of neonicotinoid residues in a long-distance migratory raptor, the European honey buzzard (Pernis apivorus). *Science of the Total Environment*, 639: 929-933. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.185

Camp, A.A.; Batres, M.A.; Williams, W.C.; Koethe, R.W.; Stoner, K.A.; Lehmann, D.M., 2020. Effects of the Neonicotinoid Acetamiprid in Pollen on Bombus impatiens Microcolony Development. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (12): 2560-2569. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4886

Camp, A.A.; Lehmann, D.M., 2021. Impacts of Neonicotinoids on the Bumble Bees Bombus terrestris and Bombus impatiens Examined through the Lens of an Adverse Outcome Pathway Framework. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (2): 309-322. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4939

Cavallaro, M.C.; Liber, K.; Headley, J.V.; Peru, K.M.; Morrissey, C.A., 2018. Community-level and phenological responses of emerging aquatic insects exposed to 3 neonicotinoid insecticides: An in situ wetland limnocorral approach. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 37 (9): 2401-2412. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4187

Cavallaro, M.C.; Main, A.R.; Liber, K.; Phillips, L.D.; Headley, J.V.; Peru, K.M.; Morrissey, C.A., 2019. Neonicotinoids and other agricultural stressors collectively modify aquatic insect communities. *Chemosphere*, 226: 945-955. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.03.176

Chan, D.S.W.; Raine, N.E., 2021. Population decline in a ground-nesting solitary squash bee (Eucera pruinosa) following exposure to a neonicotinoid insecticide treated crop (Cucurbita pepo). *Scientific Reports*, 11 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-83341-7

Chauzat, M.P.; Faucon, J.P.; Martel, A.C.; Lachaize, J.; Cougoule, N.; Aubert, M., 2006. A survey of pesticide residues in pollen loads collected by honey bees in France. *Journal of Economic Entomology*, 99 (2): 253-262.

Chauzat, M.P.; Martel, A.C.; Cougoule, N.; Porta, P.; Lachaize, J.; Zeggane, S.; Aubert, M.; Carpentier, P.; Faucon, J.P., 2011. An assessment of honeybee colony matrices, apis mellifera (hymenoptera apidae) to monitor pesticide presence in continental France. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30 (1): 103-111. https://doi.org/10.1002/etc.361

Chen, Y.; Zheng, X.; Liu, J.; Wei, H.; Chen, Y.D.; Su, X.X.; Zhang, J., 2016. Appraisal of the impact of three insecticides on the principal rice pests and their predators in China. *Florida Entomologist*, 99 (2): 210-220. http://dx.doi.org/10.1653/024.099.0209

Coscollà, C.; Yusà, V., 2016. Chapter 17 - Pesticides and Agricultural Air Quality. In: de la Guardia, M.; Armenta, S., eds. *Comprehensive Analytical Chemistry*. Elsevier, 423-490. https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0166526X16300654

Criquet, J.; Dumoulin, D.; Howsam, M.; Mondamert, L.; Goossens, J.F.; Prygiel, J.; Billon, G., 2017. Comparison of POCIS passive samplers vs. composite water sampling: A case study. *Science of the Total Environment*, 609: 982-991. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.227

Cycon, M.; Piotrowska-Seget, Z., 2015a. Biochemical and microbial soil functioning after application of the insecticide imidacloprid. *Journal of Environmental Sciences*, 27: 147-158. http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2014.05.034

Cycon, M.; Piotrowska-Seget, Z., 2015b. Community Structure of Ammonia-Oxidizing Archaea and Ammonia-Oxidizing Bacteria in Soil Treated with the Insecticide Imidacloprid. *Biomed Research International*, 2015: 12. http://dx.doi.org/10.1155/2015/582938

Davis, J.M.; Rosemond, A.D.; Eggert, S.L.; Cross, W.F.; Wallace, J.B., 2010. Long-term nutrient enrichment decouples predator and prey production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107 (1): 121-126. http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0908497107

de Snoo, G.R.; Scheidegger, N.M.I.; de Jong, F.M.W., 1999. Vertebrate wildlife incidents with pesticides: a European survey. *Pesticide Science*, 55 (1): 47-54. https://doi.org/10.1002/(sici)1096-9063(199901)55:1<47::aid-ps859>3.3.co;2-r

Demortain, D., 2021. The science behind the ban: the outstanding impact of ecotoxicological research on the regulation of neonicotinoids. *Current Opinion in Insect Science*, 46: 78-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2021.02.017

Desert, M.; Ravier, S.; Gille, G.; Quinapallo, A.; Armengaud, A.; Pochet, G.; Savelli, J.L.; Wortham, H.; Quivet, E., 2018. Spatial and temporal distribution of current-use pesticides in ambient air of Provence-Alpes-COte-d'Azur Region and Corsica, France. *Atmospheric Environment*, 192: 241-256. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.08.054

Di Noi, A.; Casini, S.; Campani, T.; Cai, G.M.; Caliani, I., 2021. Review on Sublethal Effects of Environmental Contaminants in Honey Bees (Apis mellifera), Knowledge Gaps and Future Perspectives. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (4): 19. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18041863

Disque, H.H.; Hamby, K.A.; Dubey, A.; Taylor, C.; Dively, G.P., 2019. Effects of clothianidin-treated seed on the arthropod community in a mid-Atlantic no-till corn agroecosystem. *Pest Management Science*, 75 (4): 969-978. http://dx.doi.org/10.1002/ps.5201

Dormann, C.F.; Schweiger, O.; Augenstein, I.; Bailey, D.; Billeter, R.; de Blust, G.; DeFilippi, R.; Frenzel, M.; Hendrickx, F.; Herzog, F.; Klotz, S.; Liira, J.; Maelfait, J.P.; Schmidt, T.; Speelmans, M.; van Wingerden, W.; Zobel, M., 2007. Effects of landscape structure and land-use intensity on similarity of plant and animal communities. *Global Ecology and Biogeography*, 16 (6): 774-787. http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00344.x

Douglas, M.R.; Rohr, J.R.; Tooker, J.F., 2015. Neonicotinoid insecticide travels through a soil food chain, disrupting biological control of non-target pests and decreasing soya bean yield. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 250-260. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12372

Douglas, M.R.; Tooker, J.F., 2016. Meta-analysis reveals that seed-applied neonicotinoids and pyrethroids have similar negative effects on abundance of arthropod natural enemies. *Peerj*, 4: 26. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2776

Dubey, A.; Lewis, M.T.; Dively, G.P.; Hamby, K.A., 2020. Ecological impacts of pesticide seed treatments on arthropod communities in a grain crop rotation. *Journal of Applied Ecology*, 57 (5): 936-951. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13595

Duso, C.; Ahmad, S.; Tirello, P.; Pozzebon, A.; Klaric, V.; Baldessari, M.; Malagnini, V.; Angeli, G., 2014. The impact of insecticides applied in apple orchards on the predatory mite Kampimodromus aberrans (Acari: Phytoseiidae). *Experimental and Applied Acarology*, 62 (3): 391-414. http://dx.doi.org/10.1007/s10493-013-9741-3

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2017. Imidacloprid and chlorpyrifos insecticides impair migratory ability in a seed-eating songbird. *Scientific Reports*, 7. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-15446-x

Eng, M.L.; Stutchbury, B.J.M.; Morrissey, C.A., 2019. A neonicotinoid insecticide reduces fueling and delays migration in songbirds. *Science*, 365 (6458): 1177-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw9419

English, S.G.; Sandoval-Herrera, N.I.; Bishop, C.A.; Cartwright, M.; Maisonneuve, F.; Elliott, J.E.; Welch, K.C., 2021. Neonicotinoid pesticides exert metabolic effects on avian pollinators. *Scientific Reports*, 11 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-021-82470-3

Esquivel, C.J.; Martinez, E.J.; Baxter, R.; Trabanino, R.; Ranger, C.M.; Michel, A.; Canas, L.A., 2020. Thiamethoxam Differentially Impacts the Survival of the Generalist Predators, Orius insidiosus (Hemiptera: Anthocoridae) and Hippodamia convergens (Coleoptera: Coccinellidae), When Exposed via the Food Chain. *Journal of Insect Science*, 20 (4): 10. http://dx.doi.org/10.1093/jisesa/ieaa070

European Food Safety Authority, 2008. Risk Assessment for Birds and Mammals - Revision of Guidance Document under Council Directive 91/414/EEC (SANCO/4145/2000 – final of 25 September 2002) - Scientific Opinion of the Panel on Plant protection products and their Residues (PPR) on the Science behind the Guidance Document on Risk Assessment for birds and mammals. *EFSA Journal*, 6 (7): 734. https://efsa.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2903/j.efsa.2008.734

Falcone, J.F.; DeWald, L.E., 2010. Comparisons of arthropod and avian assemblages in insecticide-treated and untreated eastern hemlock (Tsuga canadensis L. Carr) stands in Great Smoky Mountains National Park, USA. *Forest Ecology and Management*, 260 (5): 856-863. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.003

Fauser, A.; Sandrock, C.; Neumann, P.; Sadd, B., 2017. Neonicotinoids override a parasite exposure impact onhibernation success of a key bumblebee pollinator. *Ecological Entomology*, 42 (3): 306-314. http://dx.doi.org/10.1111/een.12385

Filimon, M.N.; Voia, S.O.; Popescu, R.; Dumitrescu, G.; Ciochina, L.P.; Mituletu, M.; Vlad, D.C., 2015. The effect of some insecticides on soil microorganisms based on enzymatic and bacteriological analyses. *Romanian Biotechnological Letters*, 20 (3): 10439-10447.

Fortier, A.; Dupre, L.; Alphandéry, P., 2020. Les mondes apicoles entre agriculture et environnement. *Etudes rurales*, (206): 8-26. http://dx.doi.org/10.4000/etudesrurales.23382

Fountain, M.T.; Harris, A.L., 2015. Non-target consequences of insecticides used in apple and pear orchards on Forficula auricularia L. (Dermaptera: Forficulidae). *Biological Control*, 91: 27-33. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2015.07.007

Fountain, M.T.; Medd, N., 2015. Integrating pesticides and predatory mites in soft fruit crops. *Phytoparasitica*, 43 (5): 657-667. http://dx.doi.org/10.1007/s12600-015-0485-y

Fritsch, C.; Coeurdassier, M.; Raoul, F.; Scheifler, R.; Burkart, L.; Hardy, E.M., 2019. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. *49e Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, 21-24 mai 2019.* Montpellier, France, Poster, 1 p. http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/4087c8959da3be9923f9c1ec367d8e6fd1dde2696dd.pdf

Gibbons, D.; Morrissey, C.; Mineau, P., 2015. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 103-118. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3180-5

Gill, R.J.; Raine, N.E., 2014. Chronic impairment of bumblebee natural foraging behaviour induced by sublethal pesticide exposure. *Functional Ecology*, 28 (6): 1459-1471. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12292

GIP Loire Bretagne, 2013. *Micropolluants : Les Pesticides. Cahiers Indicateurs N°1.*

Goulson, D., 2013. REVIEW: An overview of the environmental risks posed by neonicotinoid insecticides. *Journal of Applied Ecology*, 50 (4): 977-987. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12111

Grassl, J.; Holt, S.; Cremen, N.; Peso, M.; Hahne, D.; Baer, B., 2018. Synergistic effects of pathogen and pesticide exposure on honey bee (Apis mellifera) survival and immunity. *Journal of Invertebrate Pathology*, 159: 78-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2018.10.005

Grimonprez, B.; Bouchema, I., 2021. Réintroduction des néonicotinoïdes dans l'environnement : la nécessité fait-elle loi ? *Droit de l'environnement*, n° 296, janvier p. 9.

Hallmann, C.A.; Foppen, R.P.B.; van Turnhout, C.A.M.; de Kroon, H.; Jongejans, E., 2014. Declines in insectivorous birds are associated with high neonicotinoid concentrations. *Nature*, 511 (7509): 341-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature13531

Hayasaka, D.; Korenaga, T.; Suzuki, K.; Saito, F.; Sanchez-Bayo, F.; Goka, K., 2012. Cumulative ecological impacts of two successive annual treatments of imidacloprid and fipronil on aquatic communities of paddy mesocosms. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 80: 355-362. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.04.004

Henry, M.; Becher, M.A.; Osborne, J.L.; Kennedy, P.J.; Aupinel, P.; Bretagnolle, V.; Brun, F.; Grimm, V.; Horn, J.; Requier, F., 2017. Predictive systems models can help elucidate bee declines driven by multiple combined stressors. *Apidologie*, 48 (3): 328-339. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-016-0476-0

Henry, M.; Beguin, M.; Requier, F.; Rollin, O.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Aptel, J.; Tchamitchian, S.; Decourtye, A., 2012. A Common Pesticide Decreases Foraging Success and Survival in Honey Bees. *Science*, 336 (6079): 348-350. http://dx.doi.org/10.1126/science.1215039

Henry, M.; Bertrand, C.; Le Feon, V.; Requier, F.; Odoux, J.F.; Aupinel, P.; Bretagnolle, V.; Decourtye, A., 2014. Pesticide risk assessment in free-ranging bees is weather and landscape dependent. *Nature Communications*, 5 (1): 1-8. http://dx.doi.org/10.1038/ncomms5359

Henry, M.; Cerrutti, N.; Aupinel, P.; Decourtye, A.; Gayrard, M.; Odoux, J.F.; Pissard, A.; Ruger, C.; Bretagnolle, V., 2015. Reconciling laboratory and field assessments of neonicotinoid toxicity to honeybees. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 282 (1819): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2015.2110

Hladik, M.L.; Vandever, M.; Smalling, K.L., 2016. Exposure of native bees foraging in an agricultural landscape to current-use pesticides. *Science of the Total Environment*, 542: 469-477. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.077

Hoffmann, A.A.; Willi, Y., 2008. Detecting genetic responses to environmental change. *Nature Reviews Genetics*, 9 (6): 421-432. http://dx.doi.org/10.1038/nrg2339

Hsiao, C.J.; Lin, C.L.; Lin, T.Y.; Wang, S.E.; Wu, C.H., 2016. Imidacloprid toxicity impairs spatial memory of echolocation bats through neural apoptosis in hippocampal CA1 and medial entorhinal cortex areas. *Neuroreport*, 27 (6): 462-468. http://dx.doi.org/10.1097/wnr.0000000000000562

Humann-Guilleminot, S.; Clement, S.; Desprat, J.; Binkowski, L.J.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2019. A large-scale survey of house sparrows feathers reveals ubiquitous presence of neonicotinoids in farmlands. *Science of the Total Environment*, 660: 1091-1097. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.068

Humann-Guilleminot, S.; Laurent, S.; Bize, P.; Roulin, A.; Glauser, G.; Helfenstein, F., 2021. Contamination by neonicotinoid insecticides in barn owls (Tyto alba) and Alpine swifts (Tachymarptis melba). *Science of the Total Environment*, 785: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147403

James, D.G., 2019. A Neonicotinoid Insecticide at a Rate Found in Nectar Reduces Longevity but Not Oogenesis in Monarch Butterflies, Danaus plexippus (L.). (Lepidoptera: Nymphalidae). *Insects*, 10 (9): 10. http://dx.doi.org/10.3390/insects10090276

Kaczynski, P.; Lozowicka, B.; Perkowski, M.; Zon, W.; Hrynko, I.; Rutkowska, E.; Skibko, Z., 2021. Impact of broad-spectrum pesticides used in the agricultural and forestry sector on the pesticide profile in wild boar, roe deer and deer and risk assessment for venison consumers. *Science of the Total Environment*, 784: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147215

Kattwinkel, M.; Reichert, P.; Ruegg, J.; Liess, M.; Schuwirth, N., 2016. Modeling Macroinvertebrate Community Dynamics in Stream Mesocosms Contaminated with a Pesticide. *Environmental Science & Technology*, 50 (6): 3165-3173. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.5b04068

Kenna, D.; Cooley, H.; Pretelli, I.; Rodrigues, A.R.; Gill, S.D.; Gill, R.J., 2019. Pesticide exposure affects flight dynamics and reduces flight endurance in bumblebees. *Ecology and Evolution*, 9 (10): 5637-5650. http://dx.doi.org/10.1002/ece3.5143

Khans, F.R.; Alhewairini, S.S., 2019. Effects of insecticides on natural population of hymenopterous parasitoids in Alfalfa (Medicago sativa L.) agro-ecosystem. *Pakistan Journal of Agricultural Sciences*, 56 (4): 1087-1093.

Klatt, B.K.; Holzschuh, A.; Westphal, C.; Clough, Y.; Smit, I.; Pawelzik, E.; Tscharntke, T., 2014. Bee pollination improves crop quality, shelf life and commercial value. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 281 (1775): 8. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2013.2440

Klaus, F.; Tscharntke, T.; Bischoff, G.; Grass, I., 2021. Floral resource diversification promotes solitary bee reproduction and may offset insecticide effects - evidence from a semi-field experiment. *Ecology Letters*, 24 (4): 668-675. http://dx.doi.org/10.1111/ele.13683

Koppenhofer, A.M.; Cowles, R.S.; Cowles, E.A.; Fuzy, E.M.; Kaya, H.K., 2003. Effect of neonicotinoid synergists on entomopathogenic nematode fitness. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 106 (1): 7-18. http://dx.doi.org/10.1046/j.1570-7458.2003.00008.x

Kraus, J.M.; Kuivila, K.M.; Hladik, M.L.; Shook, N.; Mushet, D.M.; Dowdy, K.; Harrington, R., 2021a. Cross-Ecosystem Fluxes of Pesticides from Prairie Wetlands Mediated by Aquatic Insect Emergence: Implications for Terrestrial Insectivores. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (8): 2282-2296. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5111

Kreutzweiser, D.; Good, K.; Chartrand, D.; Scarr, T.; Thompson, D., 2007. Non-target effects on aquatic decomposer organisms of imidacloprid as a systemic insecticide to control emerald ash borer in riparian trees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 68 (3): 315-325. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.04.011

Kreutzweiser, D.P.; Good, K.P.; Chartrand, D.T.; Scarr, T.A.; Thompson, D.G., 2008. Toxicity of the systemic insecticide, imidacloprid, to forest stream insects and microbial communities. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 80 (3): 211-214. http://dx.doi.org/10.1007/s00128-007-9347-8

Krupke, C.H.; Hunt, G.J.; Eitzer, B.D.; Andino, G.; Given, K., 2012. Multiple Routes of Pesticide Exposure for Honey Bees Living Near Agricultural Fields. *Plos One*, 7 (1): 8. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0029268

Krupke, C.H.; Long, E.Y., 2015. Intersections between neonicotinoid seed treatments and honey bees. *Current Opinion in Insect Science*, 10: 8-13. http://dx.doi.org/10.1016/j.cois.2015.04.005

LaLone, C.A.; Villeneuve, D.L.; Wu-Smart, J.; Milsk, R.Y.; Sappington, K.; Garber, K.V.; Housenger, J.; Ankley, G.T., 2017. Weight of evidence evaluation of a network of adverse outcome pathways linking activation of the nicotinic acetylcholine receptor in honey bees to colony death. *Science of the Total Environment*, 584: 751-775. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.01.113

Laycock, I.; Lenthall, K.M.; Barratt, A.T.; Cresswell, J.E., 2012. Effects of imidacloprid, a neonicotinoid pesticide, on reproduction in worker bumble bees (Bombus terrestris). *Ecotoxicology*, 21 (7): 1937-1945. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0927-y

Lennon, R.J.; Isaac, N.J.B.; Shore, R.F.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Pereira, M.G.; Arnold, K.E.; Garthwaite, D.; Brown, C.D., 2019. Using long-term datasets to assess the impacts of dietary exposure to neonicotinoids on farmland bird populations in England. *Plos One*, 14 (10). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0223093

Lennon, R.J.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Sleep, D.; Dodd, S.; Wheatley, C.J.; Arnold, K.E.; Brown, C.D., 2020a. From seeds to plasma: Confirmed exposure of multiple farmland bird species to clothianidin during sowing of winter cereals. *Science of the Total Environment*, 723. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138056

Lennon, R.J.; Shore, R.F.; Pereira, M.G.; Peach, W.J.; Dunn, J.C.; Arnold, K.E.; Brown, C.D., 2020b. High prevalence of the neonicotinoid clothianidin in liver and plasma samples collected from gamebirds during autumn sowing. *Science of the Total Environment*, 742: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140493

Li, Y.F.; An, J.J.; Dang, Z.H.; Lv, H.Y.; Pan, W.L.; Gao, Z.L., 2018. Treating wheat seeds with neonicotinoid insecticides does not harm the rhizosphere microbial community. *Plos One*, 13 (12): 12. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0205200

Li, Y.J.; Miao, R.Q.; Khanna, M., 2020. Neonicotinoids and decline in bird biodiversity in the United States. *Nature Sustainability*. http://dx.doi.org/10.1038/s41893-020-0582-x

Lin, C.H.; Sponsler, D.B.; Richardson, R.T.; Watters, H.D.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M.; Minucci, J.M.; Lee, E.H.; Purucker, S.T.; Johnson, R.M., 2021. Honey Bees and Neonicotinoid-Treated Corn Seed: Contamination, Exposure, and Effects. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (4): 1212-1221. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4957

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mateo, R., 2014. Experimental approaches to test pesticide-treated seed avoidance by birds under a simulated diversification of food sources. *Science of the Total Environment*, 496: 179-187. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.031

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2013. Experimental exposure of red-legged partridges (Alectoris rufa) to seeds coated with imidacloprid, thiram and difenoconazole. *Ecotoxicology*, 22 (1): 125-138. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1009-x

Lopez-Antia, A.; Ortiz-Santaliestra, M.E.; Mougeot, F.; Mateo, R., 2015. Imidacloprid-treated seed ingestion has lethal effect on adult partridges and reduces both breeding investment and offspring immunity. *Environmental Research*, 136: 97-107. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.10.023

Lundin, O.; Rundlof, M.; Smith, H.G.; Fries, I.; Bommarco, R., 2015. Neonicotinoid Insecticides and Their Impacts on Bees: A Systematic Review of Research Approaches and Identification of Knowledge Gaps. *Plos One*, 10 (8): e0136928. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0136928

MacDonald, A.M.; Jardine, C.M.; Thomas, P.J.; Nemeth, N.M., 2018. Neonicotinoid detection in wild turkeys (Meleagris gallopavo silvestris) in Ontario, Canada. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (16): 16254-16260. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-2093-0

Main, A.R.; Webb, E.B.; Goyne, K.W.; Mengel, D., 2020. Reduced species richness of native bees in field margins associated with neonicotinoid concentrations in non-target soils. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 287: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106693

Majdi, N.; Hette-Tronquart, N.; Auclair, E.; Bec, A.; Chouvelon, T.; Cognie, B.; Danger, M.; Decottignies, P.; Dessier, A.; Desvilettes, C.; Dubois, S.; Dupuy, C.; Fritsch, C.; Gaucherel, C.; Hedde, M.; Jabot, F.; Lefebvre, S.; Marzloff, M.P.; Pey, B.; Peyrard, N.; Powolny, T.; Sabbadin, R.; Thébault, E.; Perga, M.-E., 2018. There's no harm in having too much: A comprehensive toolbox of methods in trophic ecology. *Food Webs*, 17: e00100. http://dx.doi.org/10.1016/j.fooweb.2018.e00100

Mansoor, M.M.; Shad, S.A., 2020. Genetics, cross-resistance and realized heritability of resistance to acetamiprid in generalist predator, Chrysoperla carnea (Steph.) (Neuroptera: Chrysopidae). *Egyptian Journal of Biological Pest Control*, 30 (1): 8. http://dx.doi.org/10.1186/s41938-020-0213-x

McGee, S.; Whitfield-Aslund, M.; Duca, D.; Kopysh, N.; Dan, T.; Knopper, L.; Brewer, L., 2018. Field evaluation of the potential for avian exposure to clothianidin following the planting of clothianidin-treated corn seed. *Peerj*, 6: 16. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.5880

Melathopoulos, A.P.; Tyedmers, P.; Cutler, G.C., 2014. Contextualising pollination benefits: effect of insecticide and fungicide use on fruit set and weight from bee pollination in lowbush blueberry. *Annals of Applied Biology*, 165 (3): 387-394. http://dx.doi.org/10.1111/aab.12143

Menet-Nedelec, F.; Gonzalez, J.L.; Halm-Lemeille, M.P.; Repecaud, M.; Facq, J.V.; Maheux, F.; Pierre-Duplessix, O.; Simon, B., 2018. *Etude d'outils d'évaluation de la contamination chimique dans les eaux de la Manche – ECUME* Rapport Ifremer ODE/UL/LERN/18-02, 53. http://archimer.ifremer.fr/doc/00434/54582/55966.pdf

Millot, F.; Decors, A.; Mastain, O.; Quintaine, T.; Berny, P.; Vey, D.; Lasseur, R.; Bro, E., 2017. Field evidence of bird poisonings by imidacloprid-treated seeds: a review of incidents reported by the French SAGIR network from 1995 to 2014. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (6): 5469-5485. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-016-8272-y

Mineau, P., 2017. Organophosphorous and carbamate insecticides: Impacts on birds. *Encyclopedia of the Anthropocene*. 111-117. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09887-0

Mineau, P.; Callaghan, C., 2018. *Neonicotinoid insecticides and bats: an assessment of the direct and indirect risks*. Ontario, Canada: Canadian Wildlife Federation, 83 p.

Mineau, P.; Palmer, C., 2013. *The impact of the nation's most widely used insecticides on birds. American Bird Conservancy, USA; 2013*: American Bird Conservancy, Neonicotinoid Insecticides and Birds, 96 p. https://extension.entm.purdue.edu/neonicotinoids/PDF/TheImpactoftheNationsMostWidelyUsedInsecticidesonBirds.pdf

Mineau, P.; Whiteside, M., 2013. Pesticide Acute Toxicity Is a Better Correlate of US Grassland Bird Declines than Agricultural Intensification. *Plos One*, 8 (2). http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0057457

Monchanin, C.; Henry, M.; Decourtye, A.; Dalmon, A.; Fortini, D.; Boeuf, E.; Dubuisson, L.; Aupinel, P.; Chevallereau, C.; Petit, J.; Fourrier, J., 2019. Hazard of a neonicotinoid insecticide on the homing flight of the honeybee depends on climatic conditions and Varroa infestation. *Chemosphere*, 224: 360-368. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.129

Morrissey, C.A.; Mineau, P.; Devries, J.H.; Sanchez-Bayo, F.; Liess, M.; Cavallaro, M.C.; Liber, K., 2015. Neonicotinoid contamination of global surface waters and associated risk to aquatic invertebrates: A review. *Environment International*, 74: 291-303. https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.10.024

Motzke, I.; Tscharntke, T.; Wanger, T.C.; Klein, A.M., 2015. Pollination mitigates cucumber yield gaps more than pesticide and fertilizer use in tropical smallholder gardens. *Journal of Applied Ecology*, 52 (1): 261-269. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12357

Muller, C., 2018. Impacts of sublethal insecticide exposure on insects - Facts and knowledge gaps. *Basic and Applied Ecology*, 30: 1-10. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2018.05.001

Munaron, D.; Derolez, V.; Foucault, E.; Cimiterra, N.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Giraud, A., 2020. *OBSLAG - Volet Pesticides : Suivi 2017-2019 des lagunes méditerranéennes. Rapport Final* Rapport IFREMER ODE/UL/LER-LR/20.09, 78. https://archimer.ifremer.fr/doc/00656/76769/

Naranjo, S.E., 2001. Conservation and evaluation of natural enemies in IPM systems for Bemisia tabaci. *Crop Protection*, 20 (9): 835-852. http://dx.doi.org/10.1016/s0261-2194(01)00115-6

Nélieu, S.; Lamy, I.; Karolak, S.; Delarue, G.; Crouzet, O.; Barraud, C.; Bimbot, M.; Allaoui, F.; Hanot, C.; Delorme, A.; Levi, Y.; Hulot, F.D.; Baudry, E., 2021. Impact of peri-urban landscape on the organic and mineral contamination of pond waters and related risk assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 28: 59256-59267. https://doi.org/10.1007/s11356-020-10355-5

Neury-Ormanni, J.; Doose, C.; Majdi, N.; Vedrenne, J.; Traunspurger, W.; Morin, S., 2020. Selective grazing behaviour of chironomids on microalgae under pesticide pressure. *Science of the Total Environment*, 730: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138673

Oliveira, J.M.; Destro, A.L.F.; Freitas, M.B.; Oliveira, L.L., 2021. How do pesticides affect bats? - A brief review of recent publications. *Brazilian Journal of Biology*, 81 (2): 499-507. http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.225330

Oziolor, E.M.; De Schamphelaere, K.; Matson, C.W., 2016. Evolutionary toxicology: Meta-analysis of evolutionary events in response to chemical stressors. *Ecotoxicology*, 25 (10): 1858-1866. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1735-6

Pearsons, K.A.; Tooker, J.F., 2021. Preventive insecticide use affects arthropod decomposers and decomposition in field crops. *Applied Soil Ecology*, 157: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103757

Pekar, S., 2012. Spiders (Araneae) in the pesticide world: an ecotoxicological review. *Pest Management Science*, 68 (11): 1438-1446. http://dx.doi.org/10.1002/ps.3397

Pekar, S.; Kocourek, F., 2004. Spiders (Araneae) in the biological and integrated pest management of apple in the Czech Republic. *Journal of Applied Entomology*, 128 (8): 561-566. http://dx.doi.org/10.1111/j.1439-0418.2004.00884.x

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Penn, H.J.; Dale, A.M., 2017. Imidacloprid seed treatments affect individual ant behavior and community structure but not egg predation, pest abundance or soybean yield. *Pest Management Science*, 73 (8): 1625-1632. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4499

Pettis, J.S.; Lichtenberg, E.M.; Andree, M.; Stitzinger, J.; Rose, R.; Vanengelsdorp, D., 2013. Crop Pollination Exposes Honey Bees to Pesticides Which Alters Their Susceptibility to the Gut Pathogen Nosema ceranae. *Plos One*, 8 (7): 9. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0070182

Pietrzak, D.; Kania, J.; Malina, G.; Kmiecik, E.; Wator, K., 2019. Pesticides from the EU First and Second Watch Lists in the Water Environment. *Clean-Soil Air Water*, 47 (7): 13. https://doi.org/10.1002/clen.201800376

Pilling, E.; Campbell, P.; Coulson, M.; Ruddle, N.; Tornier, I., 2013. A Four-Year Field Program Investigating Long-Term Effects of Repeated Exposure of Honey Bee Colonies to Flowering Crops Treated with Thiamethoxam. *Plos One*, 8 (10): 14. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0077193

Pisa, L.W.; Amaral-Rogers, V.; Belzunces, L.P.; Bonmatin, J.M.; Downs, C.A.; Goulson, D.; Kreutzweiser, D.P.; Krupke, C.; Liess, M.; McField, M.; Morrissey, C.A.; Noome, D.A.; Settele, J.; Simon-Delso, N.; Stark, J.D.; Van der Sluijs, J.P.; Van Dyck, H.; Wiemers, M., 2015. Effects of neonicotinoids and fipronil on non-target invertebrates. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (1): 68-102. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-014-3471-x

Poisson, M.C.; Garrett, D.R.; Sigouin, A.; Belisle, M.; Garant, D.; Haroune, L.; Bellenger, J.P.; Pelletier, F., 2021. Assessing pesticides exposure effects on the reproductive performance of a declining aerial insectivore. *Ecological Applications*, 31 (7): 13. http://dx.doi.org/10.1002/eap.2415

Prete, G., 2013. Les frontières de la mobilisation scientifique, entre recherche et administration. Démarcation et alignement de la recherche finalisée face à l'introduction de pathogènes agricoles. *Revue d'anthropologie des connaissances*, 7, 1 (1): 45-66. http://dx.doi.org/10.3917/rac.018.0045

Raina-Fulton, R., 2015. Determination of Neonicotinoid Insecticides and Strobilurin Fungicides in Particle Phase Atmospheric Samples by Liquid Chromatography-Tandem Mass Spectrometry. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 63 (21): 5152-5162. https://doi.org/10.1021/acs.jafc.5b01347

Rattner, B.A., 2009. History of wildlife toxicology. *Ecotoxicology*, 18 (7): 773-783. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0354-x

Resende-Silva, G.A.; Turchen, L.M.; Guedes, R.N.C.; Cutler, G.C., 2019. Imidacloprid Soil Drenches Affect Weight and Functional Response of Spined Soldier Bug (Hemiptera: Pentatomidae). *Journal of Economic Entomology*, 112 (2): 558-564. http://dx.doi.org/10.1093/jee/toy401

Rogers, K.H.; McMillin, S.; Olstad, K.J.; Poppenga, R.H., 2019. Imidacloprid Poisoning of Songbirds Following a Drench Application of Trees in a Residential Neighborhood in California, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (8): 1724-1727. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4473

Rogers, M.A.; Krischik, V.A.; Martin, L.A., 2007. Effect of soil application of imidacloprid on survival of adult green lacewing, Chrysoperla carnea (Neuroptera : Chrysopidae), used for biological control in greenhouse. *Biological Control*, 42 (2): 172-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.05.006

Rolke, D.; Fuchs, S.; Grunewald, B.; Gao, Z.L.; Blenau, W., 2016. Large-scale monitoring of effects of clothianidin-dressed oilseed rape seeds on pollinating insects in Northern Germany: effects on honey bees (Apis mellifera). *Ecotoxicology*, 25 (9): 1648-1665. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1725-8

Rosas-Ramos, N.; Banos-Picon, L.; Tormos, J.; Asis, J.D., 2020. Natural enemies and pollinators in traditional cherry orchards: Functionally important taxa respond differently to farming system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 295: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106920

Rouchaud, J.; Gustin, F.; Wauters, A., 1994. Soil biodegradation and leaf transfer of insecticide imidacloprid applied in seed dressing in sugar beet crops. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 53 (3): 344-350. https://doi.org/10.1007/BF00197224

Roy, C.L.; Jankowski, M.D.; Ponder, J.; Chen, D., 2020. Sublethal and Lethal Methods to Detect Recent Imidacloprid Exposure in Birds with Application to Field Studies. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 39 (7): 1355-1366. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4721

Rundlof, M.; Andersson, G.K.S.; Bommarco, R.; Fries, I.; Hederstrom, V.; Herbertsson, L.; Jonsson, O.; Klatt, B.K.; Pedersen, T.R.; Yourstone, J.; Smith, H.G., 2015. Seed coating with a neonicotinoid insecticide negatively affects wild bees. *Nature*, 521 (7550): 77-U162. http://dx.doi.org/10.1038/nature14420

Saito, T.; Doi, M.; Katayama, H.; Kaneko, S.; Tagami, Y.; Sugiyama, K., 2008. Seasonal abundance of hymenopteran parasitoids of the leafminer Chromatomyia horticola (Diptera: Agromyzidae) and the impact of insecticide applications on parasitoids in garden pea field. *Applied Entomology and Zoology*, 43 (4): 617-624. http://dx.doi.org/10.1303/aez.2008.617

Samson-Robert, O.; Labrie, G.; Chagnon, M.; Fournier, V., 2017. Planting of neonicotinoid-coated corn raises honey bee mortality and sets back colony development. *Peerj*, 5: 24. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.3670

Sanchez-Bayo, F.; Goka, K.; Hayasaka, D., 2016. Contamination of the Aquatic Environment with Neonicotinoids and its Implication for Ecosystems. *Frontiers in Environmental Science*, 4: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2016.00071

Sarnaik, S.S.; Kanekar, P.P.; Raut, V.M.; Taware, S.P.; Chavan, K.S.; Bhadbhade, B.J., 2006. Effect of application of different pesticides to soybean on the soil microflora. *Journal of Environmental Biology*, 27 (2): 423-426.

Schepker, T.J.; Webb, E.B.; Tillitt, D.; LaGrange, T., 2020. Neonicotinoid insecticide concentrations in agricultural wetlands and associations with aquatic invertebrate communities. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 287: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2019.106678

Schott, M.; Sandmann, M.; Cresswell, J.E.; Becher, M.A.; Eichner, G.; Brandt, D.T.; Halitschke, R.; Krueger, S.; Morlock, G.; During, R.A.; Vilcinskas, A.; Meixner, M.D.; Buchler, R.; Brandt, A., 2021. Honeybee colonies compensate for pesticide-induced effects on royal jelly composition and brood survival with increased brood production. *Scientific Reports*, 11 (1): 15. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-79660-w

Service de l'observation et des statistiques SOeS; Dubois, A.; Lacouture, L., 2015. *Les pesticides dans les eaux douces par secteur hydrographique et par nappe*.

Sgolastra, F.; Medrzycki, P.; Bortolotti, L.; Renzi, M.T.; Tosi, S.; Bogo, G.; Teper, D.; Porrini, C.; Molowny-Horas, R.; Bosch, J., 2017. Synergistic mortality between a neonicotinoid insecticide and an ergosterol-biosynthesis-inhibiting fungicide in three bee species. *Pest Management Science*, 73 (6): 1236-1243. http://dx.doi.org/10.1002/ps.4449

Shahid, N.; Becker, J.M.; Krauss, M.; Brack, W.; Liess, M., 2018. Adaptation of Gammarus pulex to agricultural insecticide contamination in streams. *Science of the Total Environment*, 621: 479-485. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.220

Siviter, H.; Koricheva, J.; Brown, M.J.F.; Leadbeater, E., 2018. Quantifying the impact of pesticides on learning and memory in bees. *Journal of Applied Ecology*, 55 (6): 2812-2821. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13193

Stahlschmidt, P.; Bruhl, C.A., 2012. Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31 (7): 1556-1563. http://dx.doi.org/10.1002/etc.1834

Stahlschmidt, P.; Hahn, M.; Bruhl, C.A., 2017. Nocturnal Risks-High Bat Activity in the Agricultural Landscape Indicates Potential Pesticide Exposure. *Frontiers in Environmental Science*, 5: 9. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00062

Stanley, D.A.; Garratt, M.P.D.; Wickens, J.B.; Wickens, V.J.; Potts, S.G.; Raine, N.E., 2015. Neonicotinoid pesticide exposure impairs crop pollination services provided by bumblebees. *Nature*, 528 (7583): 548-+. http://dx.doi.org/10.1038/nature16167

Stanley, D.A.; Russell, A.L.; Morrison, S.J.; Rogers, C.; Raine, N.E., 2016. Investigating the impacts of field-realistic exposure to a neonicotinoid pesticide on bumblebee foraging, homing ability and colony growth. *Journal of Applied Ecology*, 53 (5): 1440-1449. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12689

Strobl, V.; Bruckner, S.; Radford, S.; Wolf, S.; Albrecht, M.; Villamar-Bouza, L.; Maitip, J.; Kolari, E.; Chantawannakul, P.; Glauser, G.; Williams, G.R.; Neumann, P.; Straub, L., 2021. No impact of neonicotinoids on male solitary bees Osmia cornuta under semi-field conditions. *Physiological Entomology*, 46 (1): 105-109. http://dx.doi.org/10.1111/phen.12349

Suryanarayanan, S., 2013. Balancing Control and Complexity in Field Studies of Neonicotinoids and Honey Bee Health. *Insects*, 4 (1): 153-167. https://www.mdpi.com/2075-4450/4/1/153

Takeshita, K.M.; Hayashi, T.I.; Yokomizo, H., 2020. Evaluation of interregional consistency in associations between neonicotinoid insecticides and functions of benthic invertebrate communities in rivers in urban rice-paddy areas. *Science of the Total Environment*, 743: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140627

Taliansky-Chamudis, A.; Gomez-Ramirez, P.; Leon-Ortega, M.; Garcia-Fernandez, A.J., 2017. Validation of a QuECheRS method for analysis of neonicotinoids in small volumes of blood and assessment of exposure in Eurasian eagle owl (Bubo bubo) nestlings. *Science of the Total Environment*, 595: 93-100. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.03.246

Tapie, N.; Budzinski, H., 2018. *Quantification de la présence dans les eaux bilan de 2010 à 2016* Rapport REPAR (Reseau Pesticides du Bassin d'Arcachon), 25.

Tapparo, A.; Giorio, C.; Marzaro, M.; Marton, D.; Solda, L.; Girolami, V., 2011. Rapid analysis of neonicotinoid insecticides in guttation drops of corn seedlings obtained from coated seeds. *Journal of Environmental Monitoring*, 13 (6): 1564-1568. https://doi.org/10.1039/c1em10085h

Tennekes, H.; Zillweger, A.-B., 2010. The systemic insecticides: a disaster in the making. *Swiss Society of Toxicology, AnnualMeeting, 22 November 2012*. ETS Nederland BV Zutphen, 57 p. https://www.boerenlandvogels.nl/sites/default/files/Tennekes_Presentation_Annual%20Meeting_Swiss%20Toxicology%20Society_%2022112012.pdf

Tetsatsi, A.C.M.; Nkeng-Effouet, P.A.; Alumeti, D.M.; Bonsou, G.R.F.; Kamanyi, A.; Watcho, P., 2019. Colibri (R) insecticide induces male reproductive toxicity: alleviating effects of Lannea acida (Anacardiaceae) in rats. *Basic and Clinical Andrology*, 29 (1). http://dx.doi.org/10.1186/s12610-019-0096-4

Tison, L.; Roessner, A.; Gerschewski, S.; Menzel, R., 2019. The neonicotinoid clothianidin impairs memory processing in honey bees. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 180: 139-145. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.05.007

Torres, J.B.; Silva-Torres, C.S.A.; Barros, R., 2003. Relative effects of the insecticide thiamethoxam on the predator Podisus nigrispinus and the tobacco whitefly Bemisia tabaci in nectaried and nectariless cotton. *Pest Management Science*, 59 (3): 315-323. http://dx.doi.org/10.1002/ps.640

Uhl, P.; Bruehl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

van der Sluijs, J.P.; Simon-Delso, N.; Goulson, D.; Maxim, L.; Bonmatin, J.M.; Belzunces, L.P., 2013. Neonicotinoids, bee disorders and the sustainability of pollinator services. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 5 (3-4): 293-305. https://doi.org/10.1016/j.cosust.2013.05.007

Van Dijk, T.C.; Van Staalduinen, M.A.; Van der Sluijs, J.P., 2013. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid. *Plos One*, 8 (5): 10. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0062374

Van Meter, R.J.; Glinski, D.A.; Henderson, W.M.; Garrison, A.W.; Cyterski, M.; Purucker, S.T., 2015. Pesticide Uptake Across the Amphibian Dermis Through Soil and Overspray Exposures. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 69 (4): 545-556. http://dx.doi.org/10.1007/s00244-015-0183-2

Vijver, M.G.; van den Brink, P.J., 2014. Macro-Invertebrate Decline in Surface Water Polluted with Imidacloprid: A Rebuttal and Some New Analyses. *Plos One*, 9 (2): 9. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0089837

Vinebrooke, R.D.; Cottingham, K.L.; Norberg, J.; Scheffer, M.; Dodson, S.I.; Maberly, S.C.; Sommer, U., 2004. Impacts of multiple stressors on biodiversity and ecosystem functioning: the role of species co-tolerance. *Oikos*, 104 (3): 451-457.

Viswanathan, P.; Mammides, C.; Roy, P.; Sharma, M.V., 2020. Flower visitors in agricultural farms of Nilgiri Biosphere Reserve: Do forests act as pollinator reservoirs? *Journal of Apicultural Research*, 59 (5): 978-987. http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2020.1762994

Vyas, N.B., 1999. Factors influencing estimation of pesticide-related wildlife mortality. *Toxicology and Industrial Health*, 15 (1-2): 187-192. http://dx.doi.org/10.1177/074823379901500116

Walters, K.F.A., 2016. Neonicotinoids, bees and opportunity costs for conservation. *Insect Conservation and Diversity*, 9 (5): 375-383. http://dx.doi.org/10.1111/icad.12177

Wang, K.; Pang, S.; Mu, X.Y.; Qi, S.Z.; Li, D.Z.; Cui, F.; Wang, C.J., 2015. Biological response of earthworm, Eisenia fetida, to five neonicotinoid insecticides. *Chemosphere*, 132: 120-126. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.03.002

Wang, P.; Zhou, L.L.; Yang, F.; Liu, X.M.; Wang, Y.; Lei, C.L.; Si, S.Y., 2018a. Lethal and behavioral sublethal side effects of thiamethoxam on the predator Harmonia axyridis. *Entomologia Experimentalis Et Applicata*, 166 (8): 703-712. http://dx.doi.org/10.1111/eea.12702

Wang, Y.H.; Guo, B.Y.; Gao, Y.X.; Xu, P.; Zhang, Y.F.; Li, J.Z.; Wang, H.L., 2014. Stereoselective degradation and toxic effects of benalaxyl on blood and liver of the Chinese lizard Eremias argus. *Pesticide Biochemistry and Physiology*, 108: 34-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.pestbp.2013.11.004

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Li, W.; Yang, L.; Guo, B.Y., 2019b. Distribution, metabolism and hepatotoxicity of neonicotinoids in small farmland lizard and their effects on GH/IGF axis. *Science of the Total Environment*, 662: 834-841. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.277

Wang, Y.H.; Zhang, Y.; Xu, P.; Guo, B.Y.; Li, W., 2018b. Metabolism Distribution and Effect of Thiamethoxam after Oral Exposure in Mongolian Racerunner (Eremias argus). *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 66 (28): 7376-7383. http://dx.doi.org/10.1021/acs.jafc.8b02102

Wang, Z.K.; Tian, Z.N.; Chen, L.; Zhang, W.J.; Zhang, L.Y.; Li, Y.; Diao, J.L.; Zhou, Z.Q., 2020. Stereoselective metabolism and potential adverse effects of chiral fungicide triadimenol on Eremias argus. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (8): 7823-7834. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07205-4

Wei, X.; Khachatryan, H.; Rihn, A., 2020. Consumer Preferences for Labels Disclosing the Use of Neonicotinoid Pesticides: Evidence from Experimental Auctions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45 (3): 496-+. http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.302462

Whitehorn, P.R.; O'Connor, S.; Wackers, F.L.; Goulson, D., 2012. Neonicotinoid Pesticide Reduces Bumble Bee Colony Growth and Queen Production. *Science*, 336 (6079): 351-352. http://dx.doi.org/10.1126/science.1215025

Wiest, L.; Bulete, A.; Giroud, B.; Fratta, C.; Amic, S.; Lambert, O.; Pouliquen, H.; Arnaudguilhem, C., 2011. Multi-residue analysis of 80 environmental contaminants in honeys, honeybees and pollens by one extraction procedure followed by liquid and gas chromatography coupled with mass spectrometric detection. *Journal of Chromatography A*, 1218 (34): 5743-5756. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2011.06.079

Wilcox, A.A.E.; Newman, A.E.M.; Raine, N.E.; Mitchell, G.W.; Norris, D.R., 2021. Effects of early-life exposure to sublethal levels of a common neonicotinoid insecticide on the orientation and migration of monarch butterflies (Danaus plexippus). *Journal of Experimental Biology*, 224 (4): 9. http://dx.doi.org/10.1242/jeb.230870

Willemsen, R.E.; Hailey, A., 2001. Effects of spraying the herbicides 2,4-D and 2,4,5-T on a population of the tortoise Testudo hermanni in southern Greece. *Environmental Pollution*, 113 (1): 71-78. http://dx.doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00160-3

Wood, T.J.; Goulson, D., 2017. The environmental risks of neonicotinoid pesticides: a review of the evidence post 2013. *Environmental Science and Pollution Research*, 24 (21): 17285-17325. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9240-x

Woodcock, B.A.; Bullock, J.M.; Shore, R.F.; Heard, M.S.; Pereira, M.G.; Redhead, J.; Ridding, L.; Dean, H.; Sleep, D.; Henrys, P.; Peyton, J.; Hulmes, S.; Hulmes, L.; Sarospataki, M.; Saure, C.; Edwards, M.; Genersch, E.; Knabe, S.; Pywell, R.F., 2017. Country-specific effects of neonicotinoid pesticides on honey bees and wild bees. *Science*, 356 (6345): 1393-+. http://dx.doi.org/10.1126/science.aaa1190

Wu-Smart, J.; Spivak, M., 2018. Effects of neonicotinoid imidacloprid exposure on bumble bee (Hymenoptera: Apidae) queen survival and nest initiation. *Environmental Entomology*, 47 (1): 55-62. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvx175

Yu, B.; Chen, Z.Y.; Lu, X.X.; Huang, Y.T.; Zhou, Y.; Zhang, Q.; Wang, D.; Li, J.Y., 2020. Effects on soil microbial community after exposure to neonicotinoid insecticides thiamethoxam and dinotefuran. *Science of the Total Environment*, 725: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138328

Zhang, M.; Liang, Y.C.; Son, A.; Yu, B.; Zeng, X.B.; Chen, M.S.; Yin, H.Q.; Zhang, X.X.; Sun, B.L.; Fan, F.L., 2017. Loss of soil microbial diversity may increase insecticide uptake by crop. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 240: 84-91. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.010

Focus 4. Effets des produits phytopharmaceutiques sur la pollinisation et les insectes pollinisateurs

Auteur : Wilfried Sanchez

Le service de pollinisation est un service de régulation assuré par les insectes qui sont les principaux pollinisateurs en France avec les abeilles domestiques et élevées d'une part et les insectes sauvages (abeilles, syrphes, papillons...). Celui-ci participe à des services d'approvisionnements comme la production des cultures et l'apport nutritif. Par exemple, 84% des espèces cultivées dépendent de la pollinisation par les insectes et 80% des espèces de plantes à fleurs sont pollinisées par des animaux (Klein *et al.*, 2007). Il contribue aussi aux services socioculturels comme l'esthétique des paysages (Breeze *et al.*, 2015). La pollinisation joue de ce fait un rôle majeur dans le maintien de l'intégrité des habitats et de fonctionnements écologiques associés. L'apport des pollinisateurs est donc multiple pour la société et, à ce titre, il est l'un des services écosystémiques les plus étudiés. A l'échelle mondiale, sa valeur économique est estimée à 153 milliards de dollars par an (Gallai *et al.*, 2009).

Le service écosystémique de pollinisation est aussi un sujet de préoccupation pour les consommateurs comme en témoignent des travaux sur le consentement à payer. Ces travaux montrent en effet que les consommateurs sont prêts à payer soit une taxe environnementale (Mwebaze *et al.*, 2018) soit à consentir à une hausse des prix (Wei *et al.*, 2020). C'est également un sujet de préoccupation pour les agriculteurs. Les études de perception vis-à-vis des insectes montrent que la plupart des agriculteurs sont conscients que les pollinisateurs sont essentiels à la production de leurs cultures. Ils sont également conscients que l'une des meilleures façons de les maintenir serait de diminuer l'utilisation de PPP (Hevia *et al.*, 2021).

1. Impact des PPP sur la pollinisation

Des travaux montrent l'impact des PPP sur la pollinisation au travers de l'évaluation des rendements. Des comparaisons entre le rendement des cultures grâce à l'application des PPP versus le rendement des cultures sans usage de PPP mais uniquement grâce aux pollinisateurs réalisées dans différents pays et sur différentes cultures. Par exemple, Ahmad et Aziz (2017) mettent en évidence des rétroactions négatives liées à l'usage des PPP sur le rendement des insectes pollinisateurs affectant le rendement des cultures traitées incitant ainsi à la limitation des PPP sur champs.

La pollinisation est actuellement confrontée au déclin généralisé des insectes. Force est de constater que les travaux portant sur l'exposition aux PPP et leurs effets concernent majoritairement les insectes d'intérêt commercial.

2. Exposition des insectes pollinisateurs aux PPP

Concernant l'exposition des insectes pollinisateurs aux PPP, les données sont rares mais les travaux disponibles soulignent que les pollinisateurs domestiques et sauvages sont exposés à une diversité de PPP essentiellement des insecticides (ex. thiaméthoxame, bifenthrine) mais également des fongicides (ex. azoxystrobine, pyraclostrobine) et des herbicides (ex. atrazine) (Belsky et Joshi (2020) et Uhl et Brühl (2019))

Plusieurs voies d'exposition des pollinisateurs aux PPP sont à distinguer avec (i) le contact direct avec les produits à action foliaire pendant leur application sur les cultures, (ii) le contact avec leurs résidus présents sur les plantes ou le sol, (iii) l'ingestion de pollen, nectar, miellat ou d'eau contaminés (Uhl et Brühl, 2019). Les différences dans les traits de vie des groupes d'insectes pollinisateurs vont être une source de variabilité de l'exposition aux PPP. Ainsi, dans le cas des insectes pollinisateurs sauvages, et en particulier des abeilles qui nichent dans les sols outre l'exposition via les ressources alimentaires, l'exposition se fait également par une contamination directe des nids et des larves qui s'y développent, via les sols traités ou via l'utilisation de matériaux contaminés (Kopit et Pitts-Singer, 2018 ; Cham *et al.*, 2019). Les études peinent toutefois à faire le lien entre la contamination des habitats et

l'exposition réelle des individus. Les données limitées concernant l'exposition réelle des individus au champ ne permettent pas d'établir des liens entre les études conduites au laboratoire et les phénomènes observés *sur le terrain* (Uhl et Brühl, 2019).

3. Effets directs des PPP aux niveaux des populations/colonies et communautés

En raison de l'influence simultanée de plusieurs facteurs tels que les pratiques agricoles et la présence de multiples composés toxiques, les conditions météorologiques, les ressources alimentaires, les agents pathogènes, les effets des PPP sur la diversité des pollinisateurs ou sur leur abondance sont difficiles à mettre en évidence dans leur milieu naturel. Les résultats, souvent corrélatifs, ne permettent pas de relier directement les effets observés et l'utilisation des PPP. En effet, si certaines études explorent le lien entre des diminutions d'abondance, de richesse et diversité spécifique des communautés de pollinisateurs (abeilles, syrphes, papillons) et l'usage des PPP, les résultats de ces travaux sont souvent contradictoires, et ne permettent pas de dégager des conclusions claires quant à l'impact des PPP sur les populations ou communautés d'insectes pollinisateurs en milieu naturel (Malamura *et al.*, 2021).

De nombreuses études s'intéressant aux bénéfices pour les insectes pollinisateurs des systèmes de production en agriculture biologique par rapport aux systèmes conventionnels mobilisant des PPP de synthèse mettent en évidence des effets positifs des systèmes en agriculture biologique sur ces organismes à différents niveaux d'organisation. Des abondances plus élevées, une diversité plus importante et une meilleure reproduction chez les abeilles, les syrphes ou les papillons rhopalocères, une meilleure condition physique des ouvrières et de la colonie chez les bourdons figurent parmi les résultats mis en évidence (Rosas-Ramos *et al.*, 2020). Cet effet bénéfique des systèmes de production en agriculture biologique sur les insectes pollinisateurs est expliqué par la combinaison de 3 facteurs que sont (i) la suppression des PPP de synthèse, (ii) une diversité et abondance de ressources florales plus élevées et plus stables dans les parcelles et (iii) une plus grande disponibilité d'habitats semi-naturels (fournissant ressources alimentaires et sites de nidification). Toutefois, en raison des différences de contexte pris en considération et des méthodes d'analyse, certains travaux présentent des résultats contradictoires avec une absence d'effet des pratiques en agriculture biologique sur les pollinisateurs domestiques ou sauvages (Brittain *et al.*, 2010).

4. Effets directs des PPP aux niveaux individuels et sub-individuels sur les insectes pollinisateurs

Une majorité des travaux, réalisés en laboratoire ou dans des systèmes expérimentaux au champ, portent sur les effets individuels et sub-individuels des insecticides chez l'abeille domestique. Selon plusieurs synthèses scientifiques, les abeilles domestiques sont considérées comme étant plus sensibles aux PPP que les autres insectes pollinisateurs (Brittain et Potts, 2011 ; Arena et Sgolastra, 2014 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021). Les études montrent globalement que les insecticides induisent, outre une mortalité des individus, divers effets sublétaux tels que l'altération des capacités d'orientation et d'apprentissage, du comportement alimentaire, de l'espérance de vie et du renouvellement des ouvrières, de la santé des adultes, et de la survie des reines reproductrices. La sensibilité de l'abeille domestique aux insecticides dépend cependant des espèces ou sous-espèces considérées, ou encore de l'âge des individus avec des relations entre ces différents paramètres qui font l'objet de résultats contradictoires.

Du fait qu'ils sont souvent appliqués pendant la période de floraison, les fongicides et herbicides peuvent également impacter directement les abeilles domestiques avec, là aussi, une large gamme d'effets incluant par exemple des altérations du comportement alimentaire des abeilles (baisse de la consommation de pollen, cannibalisme), du renouvellement des ouvrières, de la santé et survie des reines reproductrices ainsi que des perturbations des processus moléculaires et de régulation hormonale, du métabolisme, ou encore du système endocrinien et du système immunitaire.

Certains travaux traitant la problématique des effets combinés d'une exposition à un PPP et au pathogène *Nosema sp.* mettent en évidence un effet synergique de cette co-exposition se traduisant par une réduction de la survie des individus (Grassl *et al.*, 2018). Les mécanismes d'action impliqués restent toutefois controversés.

Quelques études menées sur des abeilles prélevées en plein champ, et donc exposées *in natura* de façon réaliste à des PPP seuls ou en mélanges, corroborent les résultats d'expérimentations en conditions contrôlées sur les impacts délétères des PPP sur les individus (pour exemple Nogrado *et al.*, 2019).

Les données concernant les pollinisateurs sauvages sont plus parcellaires et concernent majoritairement les bourdons et certaines abeilles sauvages d'intérêt commercial. Les résultats disponibles documentent, comme chez les abeilles domestiques, une large diversité d'effets individuels et sub-individuels. Les études portant sur l'interaction entre l'exposition aux PPP et à certains parasites ou maladies ne permettent pas de conclure quant à un éventuel effet synergique même si certaines études suggèrent un affaiblissement du système immunitaire des abeilles sauvages suite à l'exposition aux PPP, les rendant ainsi plus vulnérables aux parasites ou aux agents pathogènes.

5. Effets indirects des PPP à différents niveaux d'organisation biologique

Les pollinisateurs et le service de pollinisation peuvent être négativement impactés par des effets indirects des PPP liés à la dégradation des habitats semi-naturels comme les bandes enherbées qui abritent les pollinisateurs (Russo *et al.*, 2020) ou du fait d'une diminution des ressources alimentaires en lien avec la réduction de la flore suite à l'usage d'herbicides notamment (Nicholls et Altieri, 2013). Les études traitant des effets indirects des PPP sur les insectes pollinisateurs restent rares**.** Ces effets sont toutefois soumis à une forte variabilité liée aux groupes considérés et à leur degré de spécialisation alimentaire ou « spécialisation florale » (Brittain et Potts, 2011).

6. Variabilité et incertitudes concernant les effets directs et indirects des PPP sur les pollinisateurs

Les différents résultats ci-dessus mettent en évidence une forte variabilité de réponses des insectes pollinisateurs qui conduit à des conclusions souvent controversées. Ce constat pourrait être lié aux méthodes ou indicateurs utilisés, au contexte agropédoclimatique étudié, à la nature des PPP utilisés sur les parcelles, à la structure du paysage et son exposition aux PPP, mais également aux genres ou espèces présentes et à leurs traits d'histoire de vie. Il plaide ainsi pour une plus grande standardisation des protocoles expérimentaux et des indicateurs utilisés afin d'accroitre la robustesse des résultats mais aussi à la prise en compte 1/ de la variabilité inhérente aux pratiques locales et au contexte paysager et 2/ d'une diversité de groupes ou d'espèces modèles, afin de tenir compte de cette diversité de traits chez les insectes pollinisateurs. De plus, les observations réalisées dans le milieu naturel sont influencées par de nombreux autres paramètres que l'utilisation des PPP limitant de fait la portée des études. Par ailleurs, ces études ne permettent pas de distinguer ce qui relève des effets létaux ou sublétaux des PPP utilisés, ou des effets liés à la modification des ressources pour les pollinisateurs. Des résultats robustes exigent alors de vastes campagnes d'échantillonnage pendant plusieurs années (Uhl et Brühl, 2019).

7. Indicateurs pour le suivi de la contamination et des effets des PPP sur les pollinisateurs et le service de pollinisation

Le tableau présenté en annexe recense les méthodes ou indicateurs mobilisés pour détecter l'exposition des insectes pollinisateurs aux PPP, pour en évaluer les effets sur ces insectes à différents niveaux d'organisation (individu, population ou colonie, communauté) ainsi que sur la pollinisation.

Pour ce qui est de l'exposition aux PPP, les méthodes à adopter pour évaluer le degré d'exposition des insectes pollinisateurs aux PPP sont connues et d'ores et déjà mobilisées dans les études d'évaluation des risques (i.e.

dosages de résidus dans les insectes, dans leurs ressources alimentaires comme le pollen ou le nectar, ou dans différentes matrices des ruches ou des nids). Elles ciblent principalement l'exposition localisée des pollinisateurs (au sein de la parcelle ou de l'élément non cultivé adjacent), rares étant les études qui proposent d'évaluer l'exposition à des échelles spatiales plus larges. Il reste difficile de mettre en relation les données d'exposition aux données d'effets des PPP sur les pollinisateurs d'où la nécessité de combiner les études en laboratoire et au champ ("Combined field-to-laboratory studies"), alors que ces approches sont le plus souvent déconnectées. Ces méthodes portent essentiellement sur les pollinisateurs domestiques. L'exposition des pollinisateurs sauvages est la plus complexe à évaluer de par la diversité des traits de vie (et donc des voies d'exposition) des espèces concernées.

Les indicateurs utilisés pour l'évaluation et le suivi des effets des PPP sur les insectes pollinisateurs sont les plus documentés pour les niveaux des individus et des populations (ou des colonies dans le cas des pollinisateurs sociaux). Ces indices de surveillance sont décrits et mobilisés principalement pour les abeilles sociales (abeille domestique ; bourdons, le plus souvent *Bombus terrestris*), tandis que l'information est plus fragmentaire pour les abeilles solitaires et limitée à quelques espèces modèles (*Osmia* spp., *Megachile rotundata*, *Nomia melanderi*). Pour ces abeilles sauvages, les études utilisent souvent des valeurs issues des tests sur l'abeille domestique pour réaliser l'évaluation de risque, alors que, là encore, la diversité des traits de vie des espèces suggère des effets probablement différents. Les indices de surveillance des effets des PPP sur les individus ou populations des autres groupes d'insectes pollinisateurs sont quasiment inexistants. Ce déséquilibre au profit de quelques groupes ou espèces modèles est lié à leur intérêt commercial pour la pollinisation des cultures. Les indices ou méthodes mobilisés au niveau des individus et des populations (ou colonies) ciblent les effets létaux ou sublétaux (reproduction, comportement, physiologie et immunité) des PPP. Les indices de surveillance des effets des PPP sur le **niveau des communautés** sont très limités en nombre (le plus souvent abondance ou richesse spécifique des insectes) et n'intègrent pas la composition fonctionnelle des communautés, ce qui rend difficile de mettre en relation la structure des communautés et le niveau de la pollinisation.

Concernant la pollinisation, quelques indicateurs sont mobilisés pour évaluer de façon directe (e.g. production des fruits et graines liés au succès de pollinisation) ou indirecte (e.g. visite des fleurs) les effets des PPP sur la pollinisation. Plus rares sont les études qui proposent des méthodes d'évaluation des effets post-pollinisation des PPP sur le succès de reproduction des plantes.

Quel que soit le niveau d'organisation considéré, les indicateurs proposés ne sont utilisés que pour établir un état des lieux à un instant donné, et ne sont pas mobilisés pour suivre les effets des PPP dans le temps et les dynamiques associées (délai de réponse, effets cumulés, résilience…), que ce soit à court, moyen ou long terme.

Certains indicateurs sont utilisés à des fins réglementaires pour réaliser une évaluation des risques. C'est par exemple le cas d'indices d'exposition et de toxicité comme la DL_{50} qui est utilisée pour déterminer le ETR [*Exposure Toxicity Ratio* = exposition/toxicité] ou le HQ [*Hazard Quotient* = dose appliquée (en g de substance active/ha)/toxicité]). Ces indices d'évaluation du risque sont comparés à des valeurs de référence, ou valeurs seuils, afin de conclure sur la dangerosité des PPP sur des adultes. En ce qui concerne l'évaluation du risque pour les larves, le critère d'évaluation de la toxicité est basé sur une NOEC (plus grande concentration testée qui ne provoque aucun effet par rapport aux témoins) issue d'expérimentations en laboratoire. En se basant sur des données d'estimation de l'exposition des larves, on considère qu'un PPP présente des effets négligeables si 90% des larves sont exposées à une dose de PPP qui ne dépasse pas la NOEC. Sur le terrain, il est possible de quantifier la mortalité des butineuses d'une colonie d'abeilles domestiques. La mortalité des butineuses qui pourrait être tolérée à l'échelle de la colonie serait une augmentation de la mortalité de fond d'un facteur 3 sur deux jours, d'un facteur 2 sur trois jours ou d'un facteur 1,5 sur six jours ; avec un retour à une mortalité de fond passé ces délais. Il est également possible de quantifier la variation du nombre d'abeilles d'une colonie, et un pesticide est considéré comme ayant des effets négligeables lorsque cette variation est <10%. En ce qui concerne les données d'exposition, il est possible de mesurer sur le terrain les résidus de PPP dans le pollen ou le nectar transporté par les butineuses. Ici aussi, on considère que les risques sont faibles si 90% de l'ensemble des colonies situées en bordure d'un champ traité sont exposées à une quantité de PPP inférieure à celle supposée via les procédures d'évaluation du risque (European Food Safety Authority, 2013).

Plusieurs limites sont identifiées dans les approches réglementaires d'évaluation du risque et ont conduit à différentes préconisations (Tableau 1).

Tableau 1. Limites des approches réglementaires d'évaluation du risque des PPP sur les pollinisateurs et préconisations d'évolution.

Limites identifiées	Préconisations
Manque de réplication dans les études, qui peut rendre difficile la détection des effets ciblés	S'assurer de la taille de l'échantillon (et de la puissance statistique associée)
Manque de descripteurs des effets sublétaux : au laboratoire, manque d'études standardisées de premier niveau conçues pour évaluer des effets sublétaux permettant de faire le lien avec des effets observables sur le terrain au niveau de la population ou de la colonie	Utiliser des méthodes quantitatives (par ex. état physiologique : marqueurs moléculaires et histologiques standardisés ; comportement : réflexe d'extention du proboscis ("*proboscis extension reflex test*"), utilisé pour évaluer la mémoire olfactive et la capacité d'apprentissage des abeilles indispensables à leur comportement de butinage).
Manque de données pour les abeilles sauvages (bourdons et abeilles solitaires)	Considérer des indicateurs de la capacité reproductive des colonies ou des populations (bourdons : par ex. ratio reines/mâles reproducteurs, survie de la reine après l'hiver, succès de nidification des reines au printemps ; abeilles solitaires : taux de production de nids, sex-ratio, survie de la descendance et performances post-émergence au printemps) ; si les indicateurs utilisés pour l'abeille domestique sont mobilisés, application d'un facteur d'extrapolation de 10
Manque de prise en compte de certaines sources d'exposition (ex. *via* la cire, le miellat, le sol)	Évaluer la présence de résidus dans la diversité des substrats pouvant être contaminants pour les insectes pollinisateurs
Manque de prise en compte de l'exposition combinée à de multiples produits	Évaluer la présence de multiples résidus *in natura*
Manque de prise en compte de l'exposition au-delà de la parcelle ou sa bordure immédiate	Évaluer la présence de résidus à l'échelle du paysage
Manque d'études à moyen et long termes	Mettre en œuvre des suivis de l'exposition et des effets des PPP dans le temps

8. Mesures permettant de limiter les impacts des PPP sur les insectes pollinisateurs et la pollinisation

La structure du paysage au travers des pratiques culturales et des aménagements est un élément qui va influer sur les effets directs et indirects des PPP sur les insectes pollinisateurs et sur le service de pollinisation. Dans ce contexte, la diversité des cultures sur une exploitation ou sur un territoire va induire une augmentation de l'abondance des insectes pollinisateurs du fait de la multiplication des ressources alimentaires et des habitats (Belfrage *et al.*, 2005) mais aussi une pollinisation plus efficace (Carvalheiro *et al.*, 2010). De même, l'établissement de jachères est un élément qui semble favorable à la protection des pollinisateurs (Robleno *et al.*, 2018).

La mise en place de haies est également une pratique d'aménagement du paysage qui apparait comme favorable à la protection des pollinisateurs et au maintien du service de pollinisation. En effet, les haies constituent un habitat semi-naturel pour un ensemble d'insectes dont certains peuvent avoir des effets bénéfiques pour la production agricole future (Morandin *et al.*, 2016). En dépit de certaines politiques incitatives qui favorisent la mise en place de haies et créent une dynamique favorable, la mise en place de haies autour des champs de grandes cultures est peu pratiquée notamment en raison des coûts que les agriculteurs estiment comme étant trop élevés. Des études économiques montrent toutefois que, du fait du maintien voire de l'augmentation du service de pollinisation mais aussi du service de lutte biologique, la rentabilité de la mise en place de haies pourrait être atteinte en 7 ans.

La sensibilisation des agriculteurs à l'intérêt des services écosystémiques, en particulier à la pollinisation, et aux conséquences des changements de pratiques sur ces services, semble aussi être un levier pertinent. S'il apparait

que les agriculteurs sont conscients du rôle de la pollinisation, le maintien de ce service passe par une diminution de l'utilisation des PPP (Hevia *et al.*, 2021), les études sociologiques traitant cette question révèlent un écart entre les constats des agriculteurs et leurs pratiques. Ce constat s'expliquerait par le manque de connaissance technique pour évoluer vers des pratiques moins utilisatrices de PPP (Hevia *et al.*, 2021).

Annexe. Synthèse des méthodes ou indicateurs mobilisés pour détecter l'exposition des insectes pollinisateurs aux PPP, pour en évaluer les effets sur les insectes à différents niveaux d'organisation (individu, population ou colonie, communauté) ainsi que sur la pollinisation

Processus étudié	Abeilles sociales		Abeilles solitaires (*Megachile rotundata*, *Osmia* spp., *Nomia melanderi*)
	Abeille domestique (*Apis mellifera*)	Bourdons (*Bombus terrestris*)	
Exposition			
	Présence de résidus PPP dans les abeilles Présence de résidus PPP dans le pollen et le nectar transportés par les butineuses Présence de résidus PPP dans les différentes matrices de la ruche (pollen, cire, miel, propolis, gelée royale…) Présence de résidus dans l'environnement des ruches (sol, points d'eau, gouttes d'eau/rosée, végétation non cultivée alentour) FCs Indice de risque d'exposition aux PPP dans une zone tampon au-delà du champ	Présence de résidus PPP dans les bourdons Présence de résidus PPP dans le pollen et le nectar transportés par les butineuses Présence de résidus PPP dans les différentes matrices de la colonie (ex. pollen, cire…) Présence de résidus dans l'environnement des ruches (sol, points d'eau, gouttes d'eau/rosée, végétation non cultivée alentour)	Présence de résidus PPP dans les abeilles Présence de résidus PPP dans le pollen transporté par les abeilles Présence de résidus PPP dans les nids (pollen, mais aussi terre, plantes et autres matériaux utilisés pour le nid)
Effets sur les individus			
Survie	DL_{50} contact (µg/abeille) DL_{50} orale (µg/abeille) CL_{50} adultes (µg/abeille) NOEC adultes + larves (µg/larve par jour) NOEL adultes + larves (µg/larve par jour) Taux de mortalité (adultes et larves) Durée de vie (ouvrières) Survie après l'hiver (ouvrières)	DL_{50} contact (µg/abeille) DL_{50} orale (µg/abeille) CL_{50} adultes (µg/abeille) Taux de mortalité (adultes et larves, œufs) Longévité des adultes Survie des reines après l'hiver	DL_{50} contact (µg/abeille) DL_{50} orale (µg/abeille) CL_{50} adultes (µg/abeille) RT_{25} adultes Mortalité (adultes, larves et œufs Longévité des individus Survie des adultes et de la descendance après l'hiver
Reproduction	Fécondité des reines Comportement de ponte des reines Succès d'émergence des larves Croissance des larves	Poids des reines (fitness) Niveau de développement des organes de reproduction des reines Fécondité des reines Comportement de ponte (période)	Nombre de cellules produites (dans les nids) Durée de développement des larves
Comportement	Capacités sensorielles Mémorisation et apprentissage (PER test ; NOEC et NOEL comportement d'apprentissage) Navigation (capacités d'orientation et de retour au nid) Vitesse et fréquence du vol Comportement alimentaire (activité = nombre de vol de recherche alimentaire, comportement de butinage, présence de cannibalisme)	Capacité à nidifier des reines Mémorisation et apprentissage (proboscis extension reflex test) Navigation (capacités d'orientation et de retour au nid) Vitesse et fréquence du vol Comportement alimentaire (activité, comportement de butinage, prise alimentaire)	Performance de vol Comportement alimentaire (activité de visite des fleurs, temps passé à butiner) Nidification (temps passé dans le nid pour le soin des larves)

État physiologique et immunitaire	Développement physiologique NOEC ou NOEL développement des glandes hypopharyngiennes (µg/abeille par jour) Réponses humorales et cellulaires Activité métabolique, enzymatique, de détoxification Composition du microbiote intestinal (adultes et larves) Anomalies morphologiques des larves	Réponses cellulaires, immunitaires et hormonales Activité enzymatique Expression des gènes Régulation thermique Etat nutritionnel des reines Fitness des ouvrières (teneur lipidique, port et état des ailes, poids)	Condition (fitness) des larves et adultes (poids) Durée de la diapause
Effets sur les colonies ou les populations			
	Taux de mortalité des butineuses Survie de la ruche après l'hiver Performance des colonies (biomasse, variations de taille de la colonie) Reproduction : nombre de cellules de stockage ; variations de la taille du couvain Santé : infection par des parasites ou maladies Production de miel	Taux de mortalité au niveau de la colonie Structure de la colonie (composition en ouvrières, mâles reproducteurs et reines) Productivité intra-annuelle (biomasse, gain de poids de la colonie, gain en terme de production de mâles reproducteurs et d'ouvrières, production relative de reines et de mâles reproducteurs, taille et variations de taille du couvain) Longévité de la colonie	Abondance totale sur la période d'activité ou de suivi Abondance de femelles nicheuses Taux de mortalité Production de larves et sex-ratio
Effets sur les communautés			
	Abondance et richesse totales sur la période d'activité ou de suivi Stabilité intra et pluriannuelle de la richesse spécifique (mais rare) Composition spécifique (nature et abondance relative des espèces présentes)		
Effets sur la pollinisation			
	Taux de visite des fleurs (plantes cultivées en champ ou phytomètres). Indicateur (indirect) du succès de pollinisation de la flore non cultivée (proportion ou recouvrement en plantes entomogames dans la communauté végétale non cultivée). Complexité des réseaux d'interactions entre insectes pollinisateurs et plantes. Caractéristiques du pollen et des stigmates des fleurs après pollinisation (effets directs des PPP sur la reproduction des plantes, post-pollinisation) Intensité de la pollinisation (quantité et poids de fruits par plant, nombre de graines par fruit, qualité des fruits) Qualité des graines produites		

Références bibliographiques

Ahmad, S.; Aziz, M.A., 2017. A review: risk assessment of pesticides on honey bee and pollination of agriculture crops in Pakistan. *Asian Journal of Agriculture and Biology*, 5 (3): 140-150. https://www.asianjab.com/a-review-risk-assessment-of-pesticides-on-honey-bee-and-pollination-of-agriculture-crops-in-pakistan/

Arena, M.; Sgolastra, F., 2014. A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides. *Ecotoxicology*, 23 (3): 324-334. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-014-1190-1

Belfrage, K.; Bjorklund, J.; Salomonsson, L., 2005. The effects of farm size and organic farming on diversity of birds, pollinators, and plants in a Swedish landscape. *Ambio*, 34 (8): 582-588. http://dx.doi.org/10.1639/0044-7447(2005)034[0582:teofsa]2.0.co;2

Belsky, J.; Joshi, N.K., 2020. Effects of Fungicide and Herbicide Chemical Exposure on Apis and Non-Apis Bees in Agricultural Landscape. *Frontiers in Environmental Science*, 8: 10. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2020.00081

Breeze, T.D.; Bailey, A.P.; Potts, S.G.; Balcombe, K.G., 2015. A stated preference valuation of the non-market benefits of pollination services in the UK. *Ecological Economics*, 111: 76-85. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.12.022

Brittain, C.; Bommarco, R.; Vighi, M.; Settele, J.; Potts, S.G., 2010. Organic farming in isolated landscapes does not benefit flower-visiting insects and pollination. *Biological Conservation*, 143 (8): 1860-1867. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2010.04.029

Brittain, C.; Potts, S.G., 2011. The potential impacts of insecticides on the life-history traits of bees and the consequences for pollination. *Basic and Applied Ecology*, 12 (4): 321-331. http://dx.doi.org/10.1016/j.baae.2010.12.004

Bruhl, C.A.; Zaller, J.G., 2019. Biodiversity Decline as a Consequence of an Inappropriate Environmental Risk Assessment of Pesticides. *Frontiers in Environmental Science*, 7: 4. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2019.00177

Carvalheiro, L.G.; Seymour, C.L.; Veldtman, R.; Nicolson, S.W., 2010. Pollination services decline with distance from natural habitat even in biodiversity-rich areas. *Journal of Applied Ecology*, 47 (4): 810-820. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01829.x

Cham, K.O.; Nocelli, R.C.F.; Borges, L.O.; Viana-Silva, F.E.C.; Tonelli, C.A.M.; Malaspina, O.; Menezes, C.; Rosa-Fontana, A.S.; Blochtein, B.; Freitas, B.M.; Pires, C.S.S.; Oliveira, F.F.; Contrera, F.A.L.; Torezani, K.R.S.; Ribeiro, M.D.; Siqueira, M.A.L.; Rocha, M., 2019. Pesticide Exposure Assessment Paradigm for Stingless Bees. *Environmental Entomology*, 48 (1): 36-48. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvy137

European Food Safety Authority, 2013. Guidance on the risk assessment of plant protection products on bees (Apis mellifera, Bombus spp. and solitary bees). *EFSA Journal*, 11 (7): 3295. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2013.3295

Gallai, N.; Salles, J.M.; Settele, J.; Vaissiere, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecological Economics*, 68 (3): 810-821. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.06.014

Grassl, J.; Holt, S.; Cremen, N.; Peso, M.; Hahne, D.; Baer, B., 2018. Synergistic effects of pathogen and pesticide exposure on honey bee (Apis mellifera) survival and immunity. *Journal of Invertebrate Pathology*, 159: 78-86. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2018.10.005

Hevia, V.; Garcia-Llorente, M.; Martinez-Sastre, R.; Palomo, S.; Garcia, D.; Minarro, M.; Perez-Marcos, M.; Sanchez, J.A.; Gonzalez, J.A., 2021. Do farmers care about pollinators? A cross-site comparison of farmers' perceptions, knowledge, and management practices for pollinator-dependent crops. *International Journal of Agricultural Sustainability*, 19 (1): 1-15. http://dx.doi.org/10.1080/14735903.2020.1807892

Iwasaki, J.M.; Hogendoorn, K., 2021. Non-insecticide pesticide impacts on bees: A review of methods and reported outcomes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 314: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107423

Klein, A.M.; Vaissiere, B.E.; Cane, J.H.; Steffan-Dewenter, I.; Cunningham, S.A.; Kremen, C.; Tscharntke, T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 274 (1608): 303-313. http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2006.3721

Kopit, A.M.; Pitts-Singer, T.L., 2018. Routes of Pesticide Exposure in Solitary, Cavity-Nesting Bees. *Environmental Entomology*, 47 (3): 499-510. http://dx.doi.org/10.1093/ee/nvy034

Malamura, D.; Biligetu, B.; Prager, S.M., 2021. Assessing chemical control options and their effects on the lesser clover leaf weevil (Hypera nigrirostris) and red clover pollinators in Western Canada. *Crop Protection*, 139: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105375

Morandin, L.A.; Long, R.F.; Kremen, C., 2016. Pest Control and Pollination Cost-Benefit Analysis of Hedgerow Restoration in a Simplified Agricultural Landscape. *Journal of Economic Entomology*, 109 (3): 1020-1027. http://dx.doi.org/10.1093/jee/tow086

Mwebaze, P.; Marris, G.C.; Brown, M.; MacLeod, A.; Jones, G.; Budge, G.E., 2018. Measuring public perception and preferences for ecosystem services: A case study of bee pollination in the UK. *Land Use Policy*, 71: 355-362. http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.11.045

Nicholls, C.I.; Altieri, M.A., 2013. Plant biodiversity enhances bees and other insect pollinators in agroecosystems. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33 (2): 257-274. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-012-0092-y

Nogrado, K.; Lee, S.; Chon, K.; Lee, J.H., 2019. Effect of transient exposure to carbaryl wettable powder on the gut microbial community of honey bees. *Applied Biological Chemistry*, 62: 8. http://dx.doi.org/10.1186/s13765-019-0415-7

Robleno, I.; Storkey, J.; Sole-Senan, X.O.; Recasens, J., 2018. Using the response-effect trait framework to quantify the value of fallow patches in agricultural landscapes to pollinators. *Applied Vegetation Science*, 21 (2): 267-277. http://dx.doi.org/10.1111/avsc.12359

Rosas-Ramos, N.; Banos-Picon, L.; Tormos, J.; Asis, J.D., 2020. Natural enemies and pollinators in traditional cherry orchards: Functionally important taxa respond differently to farming system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 295: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.106920

Russo, L.; Buckley, Y.M.; Hamilton, H.; Kavanagh, M.; Stout, J.C., 2020. Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 304: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107141

Uhl, P.; Brühl, C.A., 2019. The Impact of Pesticides on Flower-Visiting Insects: A Review with Regard to European Risk Assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 38 (11): 2355-2370. http://dx.doi.org/10.1002/etc.4572

Wei, X.; Khachatryan, H.; Rihn, A., 2020. Consumer Preferences for Labels Disclosing the Use of Neonicotinoid Pesticides: Evidence from Experimental Auctions. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 45 (3): 496-+. http://dx.doi.org/10.22004/ag.econ.302462

Focus 5. Glyphosate

Auteur : Stéphane Pesce

1. Mode d'action et utilisation du glyphosate

Le glyphosate est une substance active herbicide homologuée en France depuis 1974. Suite au retrait du glufosinate en 2018, **le glyphosate reste la dernière substance active herbicide à large spectre autorisée pendant la période d'interculture** (parmi les 91 substances actives herbicides encore homologuées en France en 2021). Cet herbicide systémique présente un mode d'action unique qui consiste en l'inhibition de l'enzyme 5-énolpyruvyl shikimate-3-phosphate synthase (EPSPS), impliquée dans la biosynthèse des acides aminés aromatiques phénylalanine, tyrosine et tryptophane dans les plantes. D'après la répartition des substances actives herbicides établie selon leurs modes d'action par le comité d'action contre la résistance aux herbicides (*Herbicide Resistance Action Committee* - HRAC), il est le seul représentant de la famille des glycines (HRAC 9 ; ex-HRAC G). C'est une molécule non sélective, ce qui signifie qu'en fonction de sa dose d'application, elle peut contrôler une très large gamme de plantes monocotylédones et eudicotylédones, annuelles et/ou vivaces. Les agriculteurs, en fonction de la cible adventice choisie, peuvent ainsi moduler la dose de traitement, de 1,45 kg/ha (pour les monocotylédones annuelles) à 3 kg/ha (pour les eudicotylédones vivaces). Escorial *et al*. (2019) ont montré pour des communautés d'adventices en Espagne des sensibilités variables suivant les grands groupes monocotylédones et eudicotylédones et une variation importante à l'intérieur même de ces deux groupes. Si aucune résistance n'a été détectée dans cette dernière étude, quelques populations résistantes (*Lolium* sp. ; *Conyza sumatrensis*) ont été signalées dans le vignoble en France[1].

Entre 2013 et 2017, les ventes annuelles de glyphosate en France ont fluctué entre 9 110 et 10 070 tonnes de substance active (SA), dont environ 95% étaient utilisés en agriculture (Antier *et al.*, 2020). Ainsi, en 2017, le glyphosate représentait environ un tiers des herbicides vendus en France. Ensuite, malgré une légère tendance à la baisse, il restait la molécule herbicide la plus vendue en 2019 (Ministère de la transition écologique, 2021)[2]. **En moyenne triennale, le niveau des ventes s'établit à 8 151 tonnes par an pour 2018-2020, en légère diminution par rapport à la moyenne 2017-2019.** La moyenne triennale est ainsi la plus faible depuis 10 ans : elle diminue de 5,7% entre 2017-2019 et 2018-2020[3]. Dans les DROM, le glyphosate représentait également le PPP le plus vendu en 2019, avec un total annuel de 30 t de SA[4].

En agriculture, le glyphosate est principalement utilisé pour détruire les communautés végétales établies dans les prairies avant remise en cultures annuelles, éliminer la flore pendant la période d'interculture, ainsi que pour gérer la flore adventice de l'inter-rang des vignes et des vergers. A forte dose, le glyphosate peut être utilisé comme débroussaillant. Il a de plus servi à désherber les jardins, espaces végétalisés et infrastructures (JEVI), notamment les voies ferrées, les cimetières, les trottoirs et les bords de route avant que son usage ne commence à être régulé, en particulier dans le cadre de la loi Labbé. La gestion des espèces « difficiles » et des espèces envahissantes est souvent rendue possible grâce au glyphosate (Gauvrit et Chauvel, 2010 ; Carreiro *et al.*, 2020). Son coût réduit et sa très grande efficacité en ont fait une molécule très utilisée en alternative au désherbage mécanique dans des situations particulières comme les zones à risque d'érosion ou en agriculture de conservation des sols.

[1] Cartographie des cas publiés de résistances aux herbicides en France. Version: juin 2021: https://www.r4p-inra.fr/wp-content/uploads/2021/08/Cartes-AdventicesR%C3%A9sistantes-R4P-Juin21.pdf

[2] Ministère de la transition écologique, 2021. Plan de réduction des produits phytopharmaceutiques et sortie du glyphosate : état des lieux des ventes et des achats en France en 2019 : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-05/datalab_essentiel_247_plan_de_reduction_des_produits_phytopharmaceutiques_et_de_sortie_du_glyphosate_etat_des_lieux_des_ventes_et_des_achats_en_france_en_2019_juin2021.pdf)

[3] Ministère de la transition écologique. https://www.ecologie.gouv.fr/sortie-du-glyphosate

[4] http://www.data.eaufrance.fr/

En France, un plan de sortie du glyphosate a été mis en place avec des financements publics pour aider à la transition (Ministère de la transition écologique, 2021[5]). Dans le cadre de ce plan de sortie du glyphosate, SNCF Réseau s'est engagée dans une stratégie globale visant à ne plus utiliser de glyphosate (depuis la fin de l'année 2021). Elle développe ainsi depuis quelques années une solution alternative, composée à 95% d'acide pélargonique (produit de biocontrôle) et complétée par du flazasulfuron, une molécule de synthèse de la famille des sulfonylurées. Cela a engendré une baisse considérable des achats de glyphosate par SNCF Réseau entre 2018 et 2020 (cf. Figure 18-7 du chapitre JEVI). Concernant l'entretien des routes gérées par les directions interdépartementales des routes (DIR), le glyphosate restait la substance la plus utilisée au regard du bilan 2019 des pratiques phytopharmaceutiques des DIR transmis par la direction générale des infrastructures, des transports et de la mer (DGITM). En forêt, les traitements herbicides (incluant du glyphosate) peuvent être effectués dans le cadre de la régénération des peuplements (soit un ou deux traitements dans les premières années du peuplement) (Gama, 2006). Cependant, depuis octobre 2018, l'Office national des forêts (ONF) n'utilise plus de glyphosate en forêt publique. Historiquement, celui-ci était utilisé pour maîtriser la végétation « concurrente » susceptible d'entraver la régénération du peuplement forestier (fougère-aigle, ronces, etc.), et concernait moins de 1% des surfaces. En lien avec la mise en œuvre de la loi Labbé, les usages amateurs du glyphosate dans le cadre de l'emploi autorisé dans les jardins (EAJ) ont quasiment disparu (cf. Figure 18-5 du cadrage JEVI).

2. Contamination des milieux par le glyphosate et l'AMPA

Le glyphosate n'est pas pris en compte dans les analyses multi-résidus car le dosage de ce composés demande une méthode spécifique et délicate à mettre en œuvre, à cause de leurs caractéristiques particulières : caractère ionique et complexant, forte polarité et solubilité dans l'eau, faible solubilité dans les solvants organiques courants, évaporation difficile, faible masse moléculaire, absence de groupe chromophore ou fluorophore (Valle *et al.*, 2019). Il en est de même pour l'AMPA (acide aminométhylphosphonique), qui est le principal produit de transformation du glyphosate (Sviridov *et al.*, 2015), et généralement le seul recherché dans l'environnement. Par ailleurs, l'extraction de ces composés à partir de matrices solides, comme le sol, est délicate (adsorption forte, complexation avec les cations métalliques ou Ca^{2+}) et une dérivation est indispensable avant analyse chromatographique par chromatographie gazeuse ou liquide. Des améliorations méthodologiques régulières sont recensées depuis le début des années 2000 (Valle *et al*. (2019) et références incluses) mais elles conduisent toujours à des rendements d'extraction et à des limites de quantification (LQ) très variables, notamment selon les types de sol (Todorovic *et al.*, 2013), rendant ainsi parfois difficile la comparaison des résultats.

2.1. Contamination des sols par le glyphosate et l'AMPA

Malgré son caractère très hydrophile (log Kow = -3,2, solubilité dans l'eau 10,5 g/L), le glyphosate présente des capacités d'adsorption élevées dans la plupart des sols. Sa rétention dans les sols est globalement favorisée par un pH ou une teneur en phosphate faibles, ou par des teneurs en argile, en cuivre, et/ou en oxydes de fer et d'aluminium élevées (Vereecken, 2005; Nguyen *et al.*, 2018 ; Meftaul *et al.*, 2021). Toutefois, l'importance relative de ces caractéristiques ne fait pas consensus. Par exemple, Nguyen *et al.* (2018) ont déterminé que les facteurs les plus déterminants étaient l'acidité échangeable (H^+ et Al^{3+}), les ions Ca^{2+} échangeables et le potassium extractible au lactate ammonium. Dollinger *et al*. (2015) ont quant à eux évalué comme déterminants principaux la capacité d'échange cationique (CEC), la teneur en argile, le pH et la matière organique, ou Gimsing *et al.* (2004) le pH et dans une moindre mesure les oxydes de fer mais pas la matière organique ou l'argile. Le fer, le cuivre sont aussi des éléments pouvant favoriser la complexation du glyphosate et de l'AMPA (Maillard et Imfeld, 2014).

[5] Ministère de la transition écologique, 2021. Plan de réduction des produits phytopharmaceutiques et sortie du glyphosate : état des lieux des ventes et des achats en France en 2019. ISSN : 2557-8510 (en ligne : https://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/sites/default/files/2021-05/datalab_essentiel_247_plan_de_reduction_des_produits_phytopharmaceutiques_et_de_sortie_du_glyphosate_etat_des_lieux_des_ventes_et_des_achats_en_france_en_2019_juin2021.pdf)

La vitesse de biodégradation est très variable et dépend notamment du type de sol : plus le composé y est retenu, moins il est biodégradable (Mamy *et al.*, 2005 ; Vereecken, 2005), avec des demi-vies allant de quelques jours à plusieurs mois. Quand le glyphosate est incorporé dans une plante avant de parvenir au sol avec les résidus végétaux, sa persistance est allongée (Mamy *et al.*, 2016). Ainsi, le retour au sol de débris végétaux contenant du glyphosate peut multiplier jusqu'à six fois la persistance de cet herbicide dans les sols (Doublet *et al.*, 2009 ; Mamy *et al.*, 2016). L'AMPA est fortement adsorbé au sol. De ce fait, il se dégrade lentement et il est plus persistant que le glyphosate. Il peut être transporté vers les milieux aquatiques par ruissellement sous forme adsorbée (Grandcoin *et al.*, 2017). Par ailleurs une émission de glyphosate et d'AMPA vers l'atmosphère pourrait également avoir lieu *via* l'érosion éolienne des particules de sol sur lesquelles ces produits ont été adsorbés ou depuis la feuille (Aubertot *et al.*, 2005). Bento *et al.* (2017) ont ainsi confirmé ce risque à l'aide de tests en tunnel de ventilation, démontrant que le glyphosate et l'AMPA se trouveraient préférentiellement sur les particules de diamètre inférieur à 10 µm.

Le glyphosate a été considéré dans de nombreuses études testant l'efficacité de différent types de zones tampons avec des résultats globalement plutôt satisfaisants. Ces études concernent notamment les zones tampons enherbées (voir la synthèse de Prosser *et al*. (2020) et références incluses) et les zones tampons boisées, qui peuvent réduire de 55 à 100% les flux d'herbicides (dont le glyphosate), dans le ruissellement, dès 6 m de large de bande boisée (Passeport *et al.*, 2014). Les fossés jouent également un rôle essentiel dans leur capacité épuratoire du glyphosate, en particulier lorsqu'ils sont entretenus par brûlis (Dollinger *et al.*, 2017) de même que les zones tampons humides artificielles (ZTHA) qui, en configuration horizontale (*surface flow constructed wetlands*), peuvent présenter des efficacités variant entre 22 et 100% (moyenne supérieure à 80%) avec différents organophosphorés incluant le glyphosate (Liu *et al.*, 2019). Les systèmes agroforestiers sont comparables à des haies vis-à-vis de la limitation du ruissellement mais agissent aussi sur la voie de pollution *via* la lixiviation vers les eaux souterraines. Ainsi, il a été démontré que des haies de chênes pouvaient atténuer de 55% les risques de transfert du glyphosate (Passeport *et al.*, 2014).

Le glyphosate fait également l'objet d'études concernant sa remédiation. Ainsi, de nombreuses espèces végétales sont décrites comme pouvant participer à la phytoremédiation du glyphosate (Eevers *et al.*, 2017). Une expérimentation menée en Guadeloupe dans un biomix à base de bagasse de canne à sucre a mis en évidence après six mois une dégradation à 90% de trois PPP incluant le glyphosate (ainsi que le malathion et la lambda-cyhalothrine) et une tendance à l'accumulation d'AMPA au cours du temps (de Roffignac *et al.*, 2008).

La co-présence du glyphosate et d'autres PPP dans des sols peut modifier soit le devenir du glyphosate lui-même (ex. en présence de toxines Bt ou de cuivre ; Accinelli *et al*., 2004 ; Dousset *et al*., 2007), soit celui du co-contaminant (ex. chlordécone ; Sabatier *et al.*, 2021).

Le glyphosate et l'AMPA font partie des PPP présentant la plus forte fréquence de détection dans les sols européens (Silva *et al.*, 2019). Dans 30 sols français analysés en 2015, le glyphosate a ainsi été quantifié 9 fois (30%) entre la LQ (0,05 mg/kg) et 0,27 mg/kg, et son métabolite AMPA 15 fois (50%) entre 0,07 et 0,54 mg/kg. Les concentrations les plus fortes ont été mesurées en vignes et vergers (Silva *et al.*, 2018).

En milieu terrestre, le glyphosate est également détecté dans différents organismes. Dans des escargots exposés sur des parcelles viticoles pendant 12 jours suivant un traitement (estimé, mais non mesuré, de 1,2 mg/kg), les teneurs en glyphosate et en AMPA dans ces organismes étaient respectivement de 4 mg/kg et de 8 mg/kg poids sec (Druart *et al.*, 2011). Dans des vers de terre (*Allolobophora chlorotica*) prélevés dans des parcelles de céréales cultivées de façon conventionnelle dans les Deux-Sèvres et contenant des concentrations en glyphosate et AMPA comprises respectivement entre 69 et 179 µg/kg et entre < limite de détection (LD ; 7 µg/kg) et 73 µg/kg, les concentrations en glyphosate et en AMPA variaient respectivement entre < LD (70 µg glyphosate/kg) et 251 µg/kg et entre < LD (65 µg AMPA/kg) et < LQ (200 µg AMPA/kg) (Delhomme *et al.*, 2021). Ces résultats soulèvent des questions sur le potentiel de bioaccumulation du glyphosate et de l'AMPA dans les réseaux trophiques terrestres. Cependant, peut-être à cause du manque de méthode d'analyse ou de connexion entre les chimistes et les écologues, les évaluations d'exposition d'autres animaux tels que les oiseaux sauvages restent à développer (Kissane et Shephard, 2017). En Italie, Lucadamo *et al*. (2018) ont également observé des concentrations en

glyphosate dans des lichens (jusqu'à 2,94 µg/g) très variables selon les sites agricoles étudiés ; ils ont interprété ces résultats au regard d'apports aériens avec des sources potentiellement éloignées de plusieurs kilomètres.

2.2. Contamination des milieux aquatiques par le glyphosate et l'AMPA

Du fait de l'utilisation intensive du glyphosate en zones agricoles et urbaines, cet herbicide et l'AMPA font partie des composés les plus fréquemment retrouvés dans les milieux aquatiques continentaux avec des concentrations pouvant dépasser 1 µg/L en petits bassins versants agricoles ou en milieu urbain (Botta *et al.*, 2009 ; Reoyo-Prats *et al.*, 2017 ; Le Cor *et al.*, 2021). Au début des années 2000, la source de contamination urbaine de glyphosate et d'AMPA a été mise en évidence par plusieurs auteurs. Botta *et al.* (2009) ont montré que l'application de glyphosate hors agriculture, notamment pour le traitement des routes et voies de chemin de fer, était responsable des pics de concentrations de cette substance en période de crue (*via* les effluents de station de traitement des eaux usées et directement par les réseaux d'eaux pluviales incluant les déversoirs d'orages) et représentait ainsi une source de contamination non négligeable dans les cours d'eau du bassin versant de l'Orge en 2007-2009. Dans cette même étude, l'AMPA a été quantifié dans tous les échantillons et ses plus fortes concentrations ont été mesurées dans les rejets de stations d'épuration. Il est cependant important de noter que, d'une part, ces résultats ont été obtenus avant la mise en œuvre de la loi Labbé et, d'autre part, que l'AMPA est aussi un produit de transformation des aminométhylène-phosphonates, utilisés notamment dans les lessives. Sa présence dans les milieux aquatiques n'est donc pas exclusivement liée à l'usage du glyphosate. Les concentrations relevées dans les grands cours d'eau sont, quant à elles, plus faibles et dépassent rarement les 100 ng/L (ex. de la Seine par Mazellier *et al*. (2018). Carles *et* al. (2019) ont réalisé, à partir de plus de 72 000 données issues de programmes de surveillance, une méta-analyse sur la contamination des eaux de surface par le glyphosate entre 2013 et 2017. **Cette méta-analyse a montré que le glyphosate (LQ = 0,03 µg/L) et l'AMPA (LQ = 0,02 µg/L) ont été quantifiés respectivement dans 43% et 63% des échantillons d'eau brute, avec des concentrations moyennes en France comprises entre la LQ et < 0,4 µg/L pour le glyphosate et entre 0,2 µg/L et >1 µg/L pour l'AMPA,** ce produit de transformation présentant toujours les concentrations les plus élevées (cf. Chapitre 4, Figure 4.39). Cependant, les concentrations de ces deux composés fluctuent chaque année en fonction des saisons, avec une augmentation du printemps à l'été et une décroissance de l'automne jusqu'à l'hiver. Ces dynamiques de concentrations dans l'eau sont légèrement différentes entre le glyphosate et l'AMPA, les concentrations de la substance active mère augmentant généralement avant celles de son principal produit de transformation.

Concernant le milieu marin, la recherche du glyphosate et de l'AMPA dans les eaux littorales a longtemps été bridée par des difficultés analytiques conduisant souvent à leur non-détection (Comoretto *et al.*, 2007 ; Farcy *et al.*, 2013 ; Levesque *et al.*, 2018). Compte tenu de ces difficultés, leur détection en milieu marin est récente, souvent ponctuelle, en aval des cours d'eau, c'est-à-dire à proximité des sources, où les teneurs sont généralement plus élevées. Par exemple, en rade de Brest, ces substances ont commencé à être détectées dès 2000 à la sortie de l'Elorn avec une augmentation rapide des concentrations (jusqu'à un maximum de 1,8 µg/L de glyphosate) suite à l'interdiction d'usage de certains herbicides de la famille des triazines et de celle des phénylurées. Thouzeau *et al.* (2001) et Stachowski-Haberkorn *et al*. (2010) ont démontré un fort lien entre teneur en glyphosate dans le panache de la Charente et les dessalures liées aux épisodes de crues, indiquant que la solubilité de cet herbicide est une caractéristique majeure de son transfert des bassins versants vers le littoral. Ce travail rapporte des concentrations en glyphosate atteignant 800 ng/L dans ces eaux estuariennes en 2012. La recherche du glyphosate et de l'AMPA est aujourd'hui intégrée au volet « pesticides » du réseau régional OBSLAG (Observatoire des Lagunes méditerranéennes). Recherché dans l'eau, l'AMPA est retrouvé à des teneurs plus élevées que son produit parent (jusqu'à 958 ng/L d'AMPA et 49 ng/L de glyphosate dans les échantillons d'eau ponctuels des lagunes méditerranéennes en 2017-2019) (Munaron *et al.*, 2020). Cela souligne l'importance de suivre l'AMPA en milieu marin compte tenu des temps de transfert qui peuvent être longs entre zones d'usage et littoral et qui augmentent ainsi les chances de transformation de la substance mère. **A ce jour, les études qui ont quantifié le glyphosate et l'AMPA en milieu marin restent rares, mais montrent des niveaux de concentrations relativement élevés à proximité du littoral, autour du µg/L, comparativement aux autres herbicides dissous détectés jusqu'à**

présent. Compte tenu de l'avancée des techniques analytiques et d'échantillonnage, il est envisageable à l'avenir de suivre de manière plus régulière et plus systématique ces deux composés, même dans les eaux marines. Cela constitue une priorité tant leur présence est soulignée dans les eaux continentales. L'échantillonnage passif à partir de nouveaux polymères à empreinte moléculaire pourrait permettre de systématiser leur recherche et leur quantification en milieu marin, pouvant faciliter leur future intégration dans les réseaux de surveillance (Berho *et al.*, 2017). Outre sa présence quantifiée en phase dissoute, le glyphosate est également détecté dans les sédiments marins des lagons calédoniens et de Wallis et Futuna avec des concentrations maximales mesurées de 1,7 µg/kg (ps) (Fey *et al.*, 2019).

D'après le Kow du glyphosate, aucune bioaccumulation dans le biote ne serait attendue (Annett *et al.*, 2014). Cependant un potentiel de bioaccumulation du glyphosate a été observé dans les tissus de la Carpe commune (*Cyprinus carpio*) et du Tilapia du Mozambique (*Oreochromis mossambicus*) exposés à des concentrations environnementales. Ainsi, du glyphosate a été quantifié à des concentrations parfois supérieures à 600 µg/kg (ps) dans plusieurs organismes des récifs coralliens de Nouvelle Calédonie, à plusieurs niveaux trophiques (dont deux poissons de rang trophique élevé), et proches du mg/kg dans des macrophytes (tapis d'algues non définies : 927 µg/kg ps et herbiers marins 692 µg/kg ps) (Fey *et al.*, 2019). Ces données inédites dans le biote marin pour cette substance relativement soluble dans l'eau (S = 10-12 g/L), mettent en lumière sa capacité à se bioconcentrer dans les organismes, montrant ainsi la nécessité d'investiguer plus avant cette caractéristique compte tenu des fortes teneurs retrouvées en zone littorale, notamment en métropole. Ces teneurs peuvent induire une bioconcentration par équilibre de partage entre la concentration du milieu naturel et les organismes qui y vivent. Cela rejoint le constat fait par Annett *et al*. (2014), qui soulignent un manque de connaissances quant au transfert du glyphosate de l'environnement vers les organismes aquatiques (poissons, amphibiens) et les concentrations tissulaires du glyphosate, des surfactants et des métabolites.

2.2. Contamination de l'air par le glyphosate et l'AMPA

Lors de la campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides dans l'air ambiant (CNEP) réalisée en 2018-2019, **le glyphosate a été quantifié sur l'ensemble des sites, traduisant ainsi une utilisation généralisée**. Globalement, sa fréquence de quantification est supérieure à 50% en métropole (assez homogène sur l'année) avec une moyenne annuelle nationale de 0,04 ng/m^3. **Les fréquences de quantification les plus élevées, de l'ordre de 75%, ont été retrouvées en grandes cultures, viticulture et arboriculture.** En région Provence-Alpes-Côte d'Azur, Ravier *et al.* (2019) ont détecté le glyphosate dans l'air à une fréquence comprise entre 0% et 23% selon les sites et une concentration maximale de 1,04 ng/m^3.

3. Effets du glyphosate et de l'AMPA sur la biodiversité

3.1. Effets sur la biodiversité en milieu terrestre

Les espèces végétales non cibles peuvent être exposées au glyphosate par dérive de cette molécule au moment du traitement ou par ruissellement jusqu'à des distances de plusieurs centaines de mètres (Bernasconi *et al.*, 2021). L'étude de Gove *et al*. (2007) a ainsi démontré que le glyphosate, appliqué à une dose variant de 21,6 à 540 g/ha, pouvait modifier le développement des espèces végétales les plus sensibles sur les quatre premiers mètres en bordure de la parcelle. Boutin *et al*. (2012), qui ont étudié expérimentalement la sensibilité (IC25) de plus d'une trentaine d'espèces végétales (sauvages et cultivées), ont observé une grande diversité de sensibilités au glyphosate (cf. Chapitre 6, Figure 6-9).

Ces effets sur les espèces végétales peuvent avoir des conséquences indirectes sur les invertébrés terrestres. Ainsi, Russo *et al.* (2020) ont montré que la pulvérisation de glyphosate à faible dose pouvait altérer la croissance des plantes à fleurs et la disponibilité des ressources florales (nombre de fleurs et durée de floraison) d'espèces vivaces des bordures, se traduisant ainsi par une diminution de l'exploitation de ces ressources par différents papillons pollinisateurs (lépidoptères). La méta-analyse récente de Iwasaki et Hogendoorn (2021) met

en évidence les effets du glyphosate sur les insectes pollinisateurs, via les modifications de leurs ressources. Par ailleurs, le glyphosate peut avoir un effet indirect néfaste sur ces organismes en supprimant les plantes hôtes spécifiques nécessaires à la reproduction et au développement des larves. En effet, la réduction de la disponibilité ou de la qualité des plantes hôtes par le glyphosate peut entraîner une réduction de l'abondance ou de la diversité spécifique des papillons, comme cela a pu être observé par Giuliano *et al*. (2018) sur des papillons rhopalocères de milieux herbacés avoisinant des cultures de riz. De même, le déclin des papillons monarques aux Etats-Unis est lié à la destruction de ses plantes hôtes à une échelle large du fait de l'augmentation des surfaces de cultures génétiquement modifiées tolérantes au glyphosate (pratique non autorisée en France) et d'une utilisation massive de cet herbicide sur ces cultures (Pleasants et Oberhauser, 2013 ; Bohn et Lovei, 2017). Ces effets indirects du glyphosate suite à une perte (ou modification) de l'habitat ne concernent pas que les papillons. Ainsi, Watts *et al.* (2016) ont montré que l'utilisation de glyphosate pour lutter contre l'invasion du saule gris dans des zones humides pouvait conduire à des diminutions importantes des abondances d'invertébrés (ex. Aranéides, Coléoptères, Diptères) inféodés à la canopée. Cet effet n'intervient pas immédiatement après le traitement, mais plusieurs jours après en lien avec la perte significative de la canopée du saule gris qui représente un habitat important pour ces organismes. Les araignées peuvent également être impactées par des effets indirects liés au désherbage. En effet, les applications de glyphosate qui sont à l'origine de changements de la structure de la végétation (ex. diminution de la hauteur de végétation ou encore augmentation du pourcentage de végétation morte) ou des conditions microclimatiques, peuvent engendrer des impacts sur l'abondance des individus (Bell *et al.*, 2002), ces effets étant parfois transitoires, avec une résilience observée à la fin de la saison (Haughton *et al.*, 2001). L'application de glyphosate impacterait davantage les araignées tisseuses des bordures de champs que les araignées vagabondes (Prosser *et al.*, 2016). En effet, les araignées tisseuses des zones herbacées sont très dépendantes des proies présentes dans ces habitats, et il a été observé que le retour des communautés d'araignées tisseuses est concomitant avec le rétablissement de la végétation initiale et la hauteur des herbes (voir aussi Marliac *et al*. (2016) à ce sujet).

Le milieu forestier n'est pas épargné par les effets du glyphosate. Ainsi, des espèces végétales forestières peuvent aussi être soumises à certaines molécules utilisées dans les champs incluant le glyphosate. En Argentine, l'utilisation massive de glyphosate sur les cultures OGM (contexte d'utilisation non comparable à celui de la France) serait ainsi responsable d'effets létaux et sublétaux sur les plantes forestières non-cibles ce qui pourrait favoriser à la fois la perte de biodiversité dans les derniers îlots de forêts relictuelles (effets directs) et la sélection de nouvelles adventices pour les cultures, ou de biotypes résistants (effets indirects ; Florencia *et al*. (2017). Ce type d'effet en milieu forestier (mais aussi urbain) peut aussi découler de l'utilisation de glyphosate pour lutter contre des espèces envahissantes, ce qui peut avoir pour conséquence de réduire l'abondance et la diversité de certaines espèces de fougères ou de mousses (mesurées sur la germination des spores) non-cibles (Carreiro *et al.*, 2020). Dans ces milieux, la diversité des lichens peut également être affectée par le glyphosate. Ainsi, une expérimentation sur des lichens édaphiques échantillonnés dans une centaine de parcelles en forêt boréale traitées au glyphosate (dose d'application en forêt : 1 à 3 kg de substance active/ha), montre, un an après la pulvérisation, que certaines espèces de lichens (parmi les plus abondantes) disparaissent. Il a ainsi été estimé que cet herbicide avait réduit l'abondance de 40% des espèces de lichens (les lichens les plus sensibles étant les plus « chevelus ») (McMullin *et al.*, 2012). Six mois après l'application en forêt, la même équipe avait obtenu des concentrations efficaces en glyphosate affectant 50% de l'abondance des lichens et bryophytes (CE_{50}) de 0,7 kg SA/ha et 2 ans après l'application des herbicides (1-1,5 kg SA/ha), la plupart des espèces n'avaient pas retrouvé leur abondance initiale d'avant traitement (Newmaster *et al.*, 1999). Par ailleurs, l'effet négatif du glyphosate a été observé en laboratoire avec des doses agronomiques d'application (3,6 g/L) sur l'absorption de l'herbicide, la photosynthèse, les pigments, la respiration et l'intégrité cellulaire du lichen (Vannini *et al.*, 2015). Dans le cadre d'un suivi à long terme de la dynamique de récupération des lichens en contexte de pratiques sylvicoles courantes dans le nord de l'Ontario (25 à 40 ans après perturbation), McMullin *et al.* (2013) ont confirmé l'existence d'effets négatifs du glyphosate (mais plus encore du 2,4-D) sur la biomasse et la diversité de ces organismes.

L'impact du glyphosate sur les végétaux peut aussi découler d'effets indirects suite à la perturbation des mycorhizes et des communautés microbiennes rhizosphériques. Par exemple, dans une expérimentation mixte au champ et en pots, Helander *et al*. (2018) ont montré que l'application de glyphosate (formulation

Roundup®Gold, 5 L/ha) à l'automne, inhibait non seulement la colonisation par les mycorhizes des plantes cibles (principalement l'adventice vivace, *Elymus repens*), mais aussi de la graminée fourragère non-cible (*Festuca pratensis*), plantée 6 mois après l'application du glyphosate. Ainsi, la gestion des plantes de couverture avec du glyphosate peut perturber la mise en place de pratiques agricoles utilisant des rhizobactéries promotrices de la croissance des plantes (Plant Growth Promoting Rhizobacteria - PGPR), notamment dans des cultures de soja (Ortega *et al.*, 2021). Cela a été confirmé par une étude visant à caractériser les effets inhibiteurs du glyphosate sur des bactéries fixatrices d'azote dans des cultures de soja transgénique, qui a permis de montrer que cet herbicide inhibait le développement des nodules (Bohm *et al.*, 2009). Une étude récente a également mis en évidence l'impact négatif du glyphosate (appliqué directement en milieu liquide sur quatre souches de rhizobactéries fixatrices d'azote avant inoculation à des plants de trèfle bitumineux *Bituminaria bituminosa*, aux doses de 5,4 et 10,8 g/L, correspondant, d'après les auteurs, à la dose au champ appliquée au Maroc) sur l'efficacité symbiotique des quatre bactéries, sur le nombre et la taille des nodules, et sur le contenu en azote de la plante (Mohamed *et al.*, 2021).

Outre les microorganismes rhizosphériques, l'impact du glyphosate et des herbicides à base de glyphosate (Glyphosate-Based-Herbicides - GBH) sur les communautés microbiennes du sol a fait l'objet de nombreuses études. Les effets rapportés sont divers et contradictoires, allant de l'absence d'effets au développement de souches de champignons pathogènes. A partir d'une méta-analyse, Nguyen *et al*. (2016) ont analysé l'impact de cet herbicide sur la biomasse et la respiration microbienne des sols à partir d'un corpus de 36 articles pertinents sélectionnés parmi 191. Ces articles prennent en compte l'application de glyphosate ou de GBH sur les sols et ses effets, à partir de doses d'utilisation précisées, la mesure de descripteurs d'effets pertinents, et une qualité expérimentale établie. La grande diversité de résultats publiés rend difficile les conclusions sur les impacts de l'herbicide et plusieurs hypothèses sont posées. Les applications se font à des doses et avec des formulations différentes, sur des sols nus ou avec couvert végétal, et qui sont hétérogènes puisqu'ils présentent des propriétés physico-chimiques diverses. Cette méta-analyse montre que les résultats sont très variables et dépendent des conditions expérimentales mises en œuvre. Aux doses agronomiques (< 10 mg/kg sol), l'herbicide semble sans effet significatif sur la biomasse et la respiration microbiennes. A des doses d'application élevées (> 100 mg/kg), l'herbicide semble, comme cela avait été rapporté dans plusieurs études (Nguyen *et al*. (2016) et références incluses), stimuler la croissance microbienne en se comportant comme une source de C, N et P. A des doses intermédiaires (10-100 mg/kg), l'herbicide peut inhiber la croissance microbienne. Toutefois, des précisions sur la temporalité ne sont pas apportées dans l'analyse. Ces résultats suggèrent une large gamme de sensibilité parmi les microorganismes, et des capacités de résilience parmi les populations, qui s'expriment selon les concentrations utilisées. La variabilité temporelle de la réponse microbienne est également importante à considérer. Il est suggéré que l'herbicide, dans un délai de 60 jours après application, stimule la croissance microbienne et masque une toxicité éventuelle en raison de la disponibilité de C, N et P issus de la dégradation rapide du glyphosate. Enfin, les caractéristiques du sol conditionnent aussi la réponse microbienne. Il est démontré que la biodisponibilité du glyphosate et sa dégradation, dépendent du pH du sol et sont augmentées pour des pH élevés. La teneur en C organique influence également les processus d'adsorption/désorption et la biodisponibilité de l'herbicide. En revanche, il n'a pas été mis en évidence d'effets associés à la formulation de l'herbicide, à la couverture végétale ou au design expérimental (au champ ou en pots). Une activité de minéralisation augmentée de type « priming effect » par les microorganismes, qui peut être occasionnée par l'apport de l'herbicide (processus connu pour d'autres herbicides), mérite des investigations complémentaires. Celles-ci devraient s'appuyer sur des indicateurs moins agrégés que sont la biomasse et la respiration, et notamment sur des méthodes de métagénomique. Enfin, les effets d'applications répétées de glyphosate et/ou son application conjointe avec d'autres pesticides et/ou des fertilisants, restent à approfondir.

Bottrill *et al.* (2020) ont extrait l'ADN génomique de sols traités par différentes substances dont le glyphosate et analysé les communautés microbiennes par séquençage Illumina MiSeq. Leurs conclusions sont que l'herbicide ne modifie pas significativement au champ la diversité et la structure des communautés bactériennes et fongiques. Toutefois, les conditions pédoclimatiques au moment de l'étude ont entrainé une dégradation rapide de l'herbicide. Les résultats doivent être extrapolés avec précaution, notamment en situation de traitement herbicide sur le long terme. En utilisant des approches de metabarcoding appliquées aux sols de différents types d'agrosystèmes (en

gestion conventionnelle sans précision de l'usage d'autres PPP, ou biologique, labour ou non-labour, espèce cultivée…) suivis sur une période de 2 ans, Kepler *et al.* (2020) n'ont pas mis non plus en évidence d'impact significatif de l'herbicide sur la structure et la diversité des communautés microbiennes, au regard des différents systèmes de culture considérés. L'étude des effets individuels et combinés de deux herbicides (atrazine, glyphosate) et de trois insecticides (malathion, carbaryl, perméthrine) sur les communautés bactériennes et d'archaea sur des feuilles de chêne en décomposition en mésocosmes a également mis en évidence l'absence d'effet des herbicides sur la diversité et la structure de ces communautés (Muturi *et al.*, 2017).

Dans une synthèse bibliographique, Martinez *et al.* (2018) ont analysé l'impact d'herbicides à base de glyphosate sur la sensibilité des cultures aux agents pathogènes. Ils concluent que cette substance est sans effet lorsqu'elle est appliquée en formulation selon les recommandations des fabricants. Toutefois la synthèse met en évidence la complexité du réseau d'influences que l'herbicide peut exercer avec les pathogènes microbiens, notamment en perturbant l'écologie microbienne rhizosphérique, et que son action semble ne pas se limiter à l'inhibition de l'enzyme cible (EPSPS). Il reste toutefois difficile de généraliser les conclusions en raison de la grande variabilité des résultats.

L'impact du glyphosate sur les communautés des sols a également été considéré à travers l'étude de différentes familles d'invertébrés. Lindsay et French (2004) n'ont pas identifié d'effets directs ou indirects significatifs de cet herbicide sur l'abondance des invertébrés de la litière de feuilles ou sur la composition des communautés dans les quatre mois suivant son application sous forme de Roundup Biactive (Monsanto) aux doses recommandées. Cependant, d'autres auteurs ont signalé que les herbicides à base de glyphosate utilisés à dose recommandée avaient des effets néfastes sur la biomasse et la reproduction du ver de terre *Pontoscolex corethrurus* (Garcia-Perez *et al.*, 2020). Les effets du glyphosate sur les communautés de collemboles ont été étudiés à plusieurs reprises, révélant généralement des effets positifs (par exemple, Lins *et al.* (2007) ou neutres (par exemple, Santos *et al.* (2012). Testant en serre l'influence de la formulation d'herbicides à base de glyphosate sur la réponse des collemboles, en les exposant à différents produits (Roundup LB Plus, Touchdown Quattro, Roundup PowerFlex) ou à leurs substances actives (sels d'isopropylammonium, de diammonium ou de potassium du glyphosate), Maderthaner *et al.* (2020) ont mis en évidence que toutes ces substances favorisaient l'activité de surface de ces organismes par rapport à ceux non exposés. De plus, l'activité des collemboles était plus élevée dans les traitements avec les herbicides à base de glyphosate qu'avec les substances actives correspondantes (sels d'isopropylammonium, de diammonium ou de potassium du glyphosate) et cette stimulation était d'autant plus importante que le taux de matière organique était élevé. Cependant, de Santo *et al.* (2019) ont mis en évidence un effet toxique des additifs utilisés dans la formulation d'herbicides à base de glyphosate sur les organismes du sol (vers de terre, enchytréides et collemboles) au laboratoire et au champ. Ces résultats sont dans la lignée des conclusions de Krimsky (2021) qui a souligné dans sa synthèse concernant les effets des herbicides à base de glyphosate, que les additifs présentent généralement des effets plus toxiques que la substance active sur les organismes non-cibles.

Chez une espèce d'Araneidae, des effets sublétaux par ingestion de proies exposées au glyphosate ont été observés sur la consommation des proies et la construction des toiles, et également sur la fécondité, le nombre d'œufs et le temps de développement de la descendance, qui est significativement plus long (Benamu *et al.*, 2010). Bigler et Albajez (2011) décrivent plusieurs exemples montrant que le contrôle des adventices par une pulvérisation globale de glyphosate sur les cultures génétiquement modifiées (tolérantes aux herbicides) entraîne une réduction de la biomasse des adventices et une diminution de l'abondance des arthropodes, y compris des espèces bénéfiques. Enfin, concernant les abeilles, il a été montré que la pulvérisation de glyphosate pouvait affecter la reproduction de l'abeille solitaire *Megachile rotundata*, en altérant le comportement de ponte des femelles et le succès d'émergence des abeilles (Graffigna *et al.*, 2021). Le microbiote intestinal des larves d'abeilles peut également être impacté par le glyphosate (Motta *et al.*, 2020 ; Castelli *et al.*, 2021).

Des effets du glyphosate sur le microbiote (i.e. cas de dysbiose : perturbation du microbiote en termes de composition taxonomique et fonctionnelle) ont également été observés chez différents vertébrés terrestres incluant des oiseaux, mammifères ou amphibiens (stade adulte) (Crisol-Martinez *et al.*, 2016 ; Dechartres *et al.*, 2019 ; Zhao *et al.*, 2021).

En dehors de ces effets sur le microbiote, les références analysées dans le corpus mettent en évidence peu d'effets du glyphosate sur la diversité des vertébrés terrestres. Ainsi, considérant plusieurs espèces de rongeurs de l'Orégon (dont la souris sylvestre *Peromyscus maniculatus*, la musaraigne de trowbridge *Sorex trowbridgii*, le Tamia de townsend, *Tamias townsendii*, ou le campagnol de l'Orégon *Microtus oregoni*), McComb *et al*. (2008) ont étudié la toxicité du glyphosate administré par voie orale ou en injection intrapéritonéale et ont comparé les effets observés avec ceux résultant d'une exposition *in situ* (essai en champ). Dans ce contexte, la toxicité du glyphosate a été jugée modérée à faible (DL_{50} généralement > 1 000 mg/kg), les animaux autopsiés ne présentaient aucune lésion et les études de terrain ont confirmé cette faible toxicité. **Concernant les amphibiens, la littérature fait état d'un fort potentiel d'exposition à cette substance pendant leur phase terrestre**. Ainsi, en étudiant plusieurs espèces (grenouilles, crapauds et tritons : *Bombina bombina*, *Rana arvalis*, *Pelobates fuscus* et *Triturus cristatus*) dans différentes cultures, Berger *et al*. (2013) ont montré une co-occurrence entre le stade terrestre des amphibiens et les traitements au glyphosate atteignant jusqu'à 100% des populations d'amphibiens. Cette co-occurrence est observée pour les traitements de printemps, d'été et également d'automne. **Cette exposition présente des risques pour ces organismes** puisque l'étude de Relyea (2005) a mis en évidence une très forte mortalité (68–86% des individus) chez des juvéniles (post-métamorphose) de 3 espèces (*Rana sylvatica*, *Bufo woodhousii fowleri*, *Hyla versicolor*) exposés directement par pulvérisation à une dose recommandée de la formulation commerciale Roundup.

Chez les reptiles, l'exposition de différentes espèces au glyphosate seul ou en mélange avec d'autres PPP ou sous forme de formulations commerciales n'a induit que des effets sporadiques et très limités parmi les réponses individuelles mesurées, tant en exposant des œufs que des individus adultes. Ainsi, l'exposition de scinques *Oligosoma polychroma* à des formulations commerciales de glyphosate n'a pas eu d'impact sur la masse des individus au cours des 4 semaines suivantes, mais ceux exposés au Yates Roundup Weedkiller ont exhibé un comportement de recherche de chaleur interprété comme une réponse à un stress physiologique (Carpenter *et al.*, 2016). De Solla *et al*. (2011) ont exposé des œufs de tortues à des sols contenant un mélange d'herbicides (glyphosate « Roundup Rain Proof » + atrazine « 480 » + diméthénamide « Frontier ») à une fois, 5,5 et 10 fois la dose d'application au champ mais ces différents niveaux d'exposition n'ont eu aucun effet sur les taux d'éclosion.

En mésocosme, des lézards *Podarcis bocagei* exposés à un mélange de formulations commerciales d'herbicides uniquement (alachlore + terbuthylazine + mesotrione + glyphosate) ou incluant du chlorpyrifos n'ont pas montré de différence de taux de survie, de comportements locomoteurs ou de taux métabolique mais leurs taux de croissance étaient supérieurs à ceux mesurés en l'absence de traitement (Amaral *et al.*, 2012b). L'exposition *in ovo* de lézards *Salvator merianae* à des formulations commerciales de glyphosate, chlorpyrifos et cyperméthrine seules ou en mélange n'a induit aucun effet sur les taux d'éclosion, le développement embryonnaire ou la taille des jeunes éclos (Mestre *et al.*, 2019).

3.2. Effets sur la biodiversité en milieu aquatique

Les producteurs primaires aquatiques, qui couvrent une grande diversité d'organismes, microscopiques unicellulaires (solitaires ou coloniaux, représentant divers groupes taxonomiques) à pluricellulaires (macrophytes), présentent des similitudes physiologiques avec les plantes supérieures terrestres ciblées par le glyphosate. Cependant, la plupart des études démontrant un impact du glyphosate sous la formulation commerciale Roundup® sur la biodiversité des microalgues d'eau douce ont testé des concentrations extrêmement élevées (6-12 mg/L; Perez *et al*. (2007), Pesce *et al*. (2011) et références incluses), ce qui limite très fortement toute possibilité d'extrapolation au contexte de contamination observé dans les milieux aquatiques français (dans lesquelles les concentrations maximales ne dépassent pas quelques µg/L). Ces travaux mettent en évidence une réduction de la biomasse de micro- et nanophytoplancton (parallèlement à l'augmentation des picocyanobactéries) ou de périphyton. Vera et Trinelli (2021) ont également mis en évidence des modifications dans la structure taxonomique de périphyton exposé durant 7 jours à 0,4 et 4 mg/L de substance active. L'exposition au glyphosate a induit une sélection des diatomées et des cyanobactéries au détriment des chlorophycées. La récupération de ces communautés post-exposition après 21 jours en milieu non contaminé n'a été possible que pour la concentration la plus faible (0,4 mg/L). Dans une étude ciblée sur les communautés de diatomées, Corrales *et al*.

(2021) n'observent pas d'effet du glyphosate (concentrations testées : 1, 3, 5 et 10 mg/L) sur la diversité spécifique des biofilms issus de milieux hypereutrophes, mais mettent néanmoins en évidence des changements marqués dans la composition spécifique (sélection et développement d'espèces tolérantes) à partir de 10 jours d'exposition pour les concentrations 5 et 10 mg/L, toujours très supérieures aux concentrations détectées dans les milieux aquatiques. A notre connaissance, seuls Smedbol *et al.* (2018) ont utilisé des concentrations inférieures de plusieurs ordres de grandeur, et ainsi plus réalistes d'un point de vue environnemental (1, 5, 10, 50, 100, 500 et 1 000 µg SA/L), de la formulation Factor 540® et démontré des impacts physiologiques sur les communautés phytoplanctoniques à partir de 1 µg/L, ce qui pourrait mettre en évidence le rôle important des adjuvants de la formulation dans la toxicité observée.

Les effets du glyphosate ont été également relativement peu étudiés sur les communautés de microorganismes photosynthétiques marins. Stachowski-Haberkorn *et al.* (2008) ont évalué les effets du glyphosate en formulation Roundup, à 1 et 10 µg SA/L sur les communautés microbiennes marines en microcosmes *in situ*. Ils ont mis en évidence des modifications dès 1 µg/L, avec un changement de motif des empreintes génétiques 16S des communautés procaryotes, sans toutefois détecter des modifications d'abondance du procaryote autotrophe majoritaire *Synechoccus sp.* ; les auteurs ont également montré une augmentation significative de l'abondance des prasinophytes à 10 µg/L de substance active, augmentation qui s'amorce dès l'exposition à 1 µg/L. Les effets observés pourraient être directs et/ou indirects, *via* une modification des relations de compétition/prédation au sein de la communauté microbienne. Enfin, dans le cadre d'une autre étude sur des communautés naturelles marines de microphytobenthos de la Mer Baltique transplantées en laboratoire, Sylwestrzak *et al*. (2021) ont réalisé des expositions à la formulation Roundup dispensée à des concentrations très élevées de glyphosate 42 mg/L, 850 mg/L et 8,5 g/L, qui ne correspondent absolument pas à des situations réalistes du point de vue environnemental. Les auteurs ont observé une diminution des abondances globales avec l'augmentation des concentrations d'exposition, ainsi qu'une restructuration au sein des communautés : certains taxons étant éliminés, d'autres favorisés, en particulier la cyanobactérie *Merismopedia sp.* Ils notent également un impact sur l'intégrité structurale des microorganismes (plastes des diatomées notamment).

Compte tenu du déficit d'études concernant les effets du glyphosate sur les producteurs primaires marins, les connaissances concernant spécifiquement ces effets sur les producteurs primaires marins tropicaux restent très largement lacunaires. Cependant, en testant cet herbicide sur la macroalgue méditerranéenne *Carpodesmia crinita*, de Caralt *et al*. (2020) ont montré expérimentalement qu'une exposition à 1 µg/L de glyphosate réduisait la survie des plantules issues de la reproduction de l'algue, et ralentissait la croissance des individus matures. L'étude de Wang *et al*. (2017) sur les interactions entre le dinoflagellé toxique *Prorocentrum donghaiense* et sa phycosphère bactérienne a montré qu'un consortium microbien était capable de croître avec le glyphosate comme seule source de phosphore, concluant que l'herbicide pouvait éventuellement faciliter indirectement la prolifération de la microalgue toxique dans l'environnement côtier.

L'impact du glyphosate sur les communautés microbiennes aquatiques hétérotrophes a par ailleurs fait l'objet de quelques études. Testant des concentrations très élevées, trois études ont ainsi rapporté l'effet positif du glyphosate sur l'abondance relative des gamma- et alpha-proteobactéries, et un effet négatif sur l'abondance des bêta-proteobactéries, bacteroidetes et actinobactériesil sur des biofilms de valves du mollusque aquatique *Limnoperna fortunei* (20 mg/L, Vargas *et al*. (2019), un consortium issu d'un biofilm extrait d'un ruisseau (100 mg/L, Artigas *et al*. (2020) et des communautés bactériennes planctoniques prélevées dans les eaux saumâtres en mer Baltique (< 50 mg/L, Janssen *et al*. (2019). L'impact de certaines formulations de l'herbicide glyphosate a également été démontré sur l'abondance relative de taxons de protozoaires dans le sol d'un système d'infiltration d'eau pluviale (Mbanaso *et al.*, 2014). Cependant, les résultats de cette étude montrent que seul les taxons *Colpoda cucullus* et *Colpoda steinii* sont sensibles à des doses relativement fortes d'herbicide (72 mg/L en formulation). L'étude de Lu *et al.* (2020) montre aussi que de fortes concentrations en glyphosate (de l'ordre du mg/L) augmentent l'abondance relative de rotifères dans les communautés planctoniques du Lac Taihu en Chine.

Peu d'études dans le corpus pris en considération dans l'ESCo s'intéressent aux possibles effets du glyphosate sur la diversité des invertébrés aquatiques, mais des effets indirects sont possibles. Après un apport de glyphosate (2,88 mg/L et 0,21 mg/L) dans une expérimentation *in situ* (zone humide au Canada

cloisonnée pendant plusieurs mois), Baker *et al*. (2016) ont observé au bout de plusieurs semaines (après dissipation du glyphosate dans l'eau) une augmentation de biomasse et de diversité du zooplancton, concomitante avec la réduction de couverture des macrophytes (Baker *et al.*, 2014). Ces auteurs émettent comme hypothèse un effet indirect de la réduction de couverture des macrophytes induite par l'herbicide, elle-même à l'origine d'une réduction de la pression de prédation sur le zooplancton par les macroinvertébrés chassant à l'affut sur ces macrophytes.

Le nombre d'études concernant les effets du glyphosate sur les poissons et les amphibiens (au stade aquatique) est également extrêmement limité. Celles-ci s'appuient principalement sur des tests monospécifiques, qui ne renseignent pas forcément sur les conséquences de la contamination sur la diversité de ces organismes. Une grande partie des conclusions issues de ces travaux est recensée dans la synthèse publiée par Annett *et al*. (2014). Suivant l'espèce considérée et les conditions d'exposition, cette synthèse rapporte différents types d'effets du glyphosate sur les poissons incluant des modifications physiologiques, des atteintes branchiales, hépatiques et/ou rénales, des inhibitions de l'acétylcholinestérase (AChE), le développement d'un stress oxydatif à la base, notamment, de dommages à l'ADN, ou encore des perturbations de la réponse immunitaire. Cependant, les doses testées dans les études sont généralement très supérieures aux concentrations environnementales (des effets génotoxiques sont reportés par exemple chez *Anguilla anguilla* à des doses comprises entre 58 et 116 g/L de glyphosate).

Des individus juvéniles de truites arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) exposés de façon aiguë (96 h à environ 450 µg SA/L) à du glyphosate seul ou sous forme de GBH (Roundup Innovert® et Viaglif Jardin®) n'ont présenté aucun changement physiologique majeur (Le Du-Carree *et al.*, 2021b). Néanmoins, une infection virale consécutive à l'exposition des poissons à l'herbicide a révélé des perturbations potentiellement modulées par les co-formulants, touchant notamment des paramètres hématologiques et métaboliques, montrant ainsi qu'il est essentiel de prendre en compte l'environnement naturel stressant de l'organisme (dans ce cas la présence de virus) dans l'évaluation écotoxicologique (Le Du-Carree *et al.*, 2021b). Dans le cadre d'une exposition chronique (10 mois à 1 µg/L) de la même espèce, différents biomarqueurs telles les activités acétylcholinestérase et anhydrase carbonique n'ont pas été impactés, quelle que soit la forme de glyphosate testée (substance active seule ou formulations Roundup Innovert® et Viaglif Jardin®) (Le Du-Carree *et al.*, 2021c). Les paramètres de stress oxydatif ou de métabolisme mesurés n'ont pas été impactés, y compris pendant la période de frai. Cependant, ces mêmes auteurs ont montré qu'une exposition intergénérationnelle, à travers l'exposition de géniteurs d'*O. mykiss* durant 8 à 10 mois à <1 µg SA/L des différentes formes de glyphosate mentionnées ci-dessus, accroît l'activité natatoire des larves, avec une augmentation de 78 à 102% des vitesses de déplacement (Le Dû-Carrée *et al*. (2021a; 2021d). Les larves de la génération F2 issues de parents exposés à l'herbicide présentaient des modifications de la taille de la tête ainsi que des perturbations métaboliques (réduction de 35% de l'activité cytochrome-c-oxydase).

Dans ces récentes études, les auteurs ont pu noter l'absence du métabolite AMPA dans l'eau d'exposition des poissons ce qui ne signifie pas que les effets constatés à l'échelle des organismes ne peuvent pas être imputables, au moins en partie, à cette molécule. D'une manière générale, les effets potentiels des métabolites du glyphosate ne sont que très peu pris en considération. On peut toutefois noter que chez des amphibiens, Cheron *et al*. (2022) ont pu constater que l'exposition de stades larvaires du crapaud épineux (*Bufo spinosus*) durant 16 jours à des concentrations sublétales d'AMPA (0,07 à 3,57 µg/L) se traduit par des effets non monotones sur certains marqueurs du statut oxydatif, les larves à l'éclosion présentant des réponses antioxydantes élevées. L'absence d'effet de l'AMPA sur la relation entre les traits de développement, le statut oxydatif et la longueur des télomères suggère que la mortalité observée chez les larves sensibles au stress oxydatif pourrait avoir eu lieu avant l'éclosion chez les individus moins résistants à l'AMPA qui présentent un succès d'éclosion plus faible.

4. Effets du glyphosate et de l'AMPA sur les fonctions écosystémiques

L'analyse des connaissances des effets du glyphosate et de l'AMPA sur les fonctions écosystémiques se base ici sur la classification proposée dans le cadre de cette ESCo et décrite dans le Tableau 3-1, Chapitre 3. Dans cette

synthèse, seules sont citées les études abordant clairement ces fonctions, sans procéder à une extrapolation des effets décrits dans les articles. Huit des douze catégories proposées sont ainsi mentionnées ci-dessous, ce qui n'exclut pas un impact possible (mais non décrit à ce jour) du glyphosate sur les quatre fonctions restantes (i.e. « Rétention d'eau dans les sols et les sédiments », « Régulation des flux d'eau », « Albédo et réflexion », « Formation et maintien de la structure des sols et des sédiments »). En effet, les impacts décrits ci-dessus sur différents organismes, et en particulier les végétaux supérieurs, peuvent avoir des répercussions sur ces fonctions qui sont clairement influencées par les systèmes racinaires et/ou le couvert végétal.

4.1. Régulation des échanges gazeux (F1)

Le glyphosate et les GBH peuvent stimuler la respiration microbienne, et donc la production de CO_2, dans les milieux terrestres et aquatiques, cette stimulation étant parfois transitoire et variable suivant les conditions d'exposition. Exposant du sol à des doses croissantes en glyphosate et GBH, Allegrini *et al*. (2015) ont ainsi mis en évidence des effets hormétiques sur la respiration microbienne. Dans leur méta-analyse, Nguyen *et al.,* (2016) avait également reporté des phénomènes d'augmentation transitoire de la respiration microbienne en réponse à une exposition au glyphosate, avant que celle-ci ne soit réduite après 60 jours. Une étude plus récente a confirmé les effets de GBH sur le quotient respiratoire de communautés microbiennes du sol ainsi que sur le nombre de copies du gène *amoA* (indicateur de la nitrification) chez les bactéries oxydatrices de l'ammoniac (Allegrini *et al.*, 2020). Le glyphosate peut aussi exercer un effet stimulateur sur la respiration des communautés microbiennes en milieu aquatique (ex. sédiment d'un canal de drainage, au-delà de 72 mg/L ; Mbanaso *et al*., (2014) mais cet effet n'est pas toujours vérifié (ex. biofilm de rivière,120 mg/L ; Artigas *et al*., 2020).

4.2. Dissipation des contaminants et des déchets dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F2)

Dans leur étude récente, Sabatier *et al*. (2021) suggèrent que l'utilisation de glyphosate sur les sols antillais contaminés en chlordécone peut influencer le devenir de cet insecticide. Cet effet indirect découle du fait que le glyphosate peut réduire le couvert végétal, ce qui a pour effet indirect de faciliter l'érosion des particules de sols contaminées par la chlordécone (on peut donc citer ici un effet sur la fonction « Formation et maintien de la structure des sols »), augmentant la disponibilité ainsi que le transfert (et donc les flux) de l'insecticide. Mais il est à noter que toute action de désherbage (chimique ou non) aurait vraisemblablement le même effet.

4.3. Résistance aux perturbations (F3)

Dans leur synthèse bibliographique, Martinez *et al*. (2018) concluent que le glyphosate ou les GBH, lorsqu'ils sont appliqués selon les recommandations, n'impactent pas la sensibilité des cultures aux agents pathogènes. Toutefois, ils mettent en évidence la difficulté de généraliser les conclusions en raison de la grande variabilité des résultats et soulignent la complexité du réseau d'influences que l'herbicide peut exercer avec les pathogènes microbiens, notamment en perturbant l'écologie microbienne rhizosphérique.

Par ailleurs, il a aussi été démontré qu'une exposition au glyphosate peut affecter les défenses immunitaires des poissons et leur relation avec les parasites, soit en rendant les poissons plus vulnérables aux attaques parasitaires, soit au contraire en diminuant les capacités d'infestation de vers parasites (Annett *et al.*, 2014 ; Le Du-Carree *et al.*, 2021b).

4.4. Production et apport de matière organique dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F7)

Les études n'abordent pas directement la question de l'effet de l'exposition au glyphosate sur le transfert de matière organique et d'énergie des producteurs primaires vers les niveaux trophiques supérieurs. Cependant, les organismes photosynthétiques sont par essence à la base des réseaux trophiques et compte tenu des effets avérés

du glyphosate sur le développement et les biomasses des végétaux terrestres et de microalgues d'eau douce (sections 3.1 et 3.2, ci-dessus), on peut considérer que le glyphosate a une action sur la production et l'apport de matière organique à travers l'inhibition des producteurs primaires. Une étude en microcosmes aquatiques suggère qu'une contamination au glyphosate à forte concentration (10 µg/L) n'a pas d'effet sur la production secondaire de communautés bactériennes de rivières, avec une réponse constante de ce paramètre entre les saisons (Pesce *et al.*, 2009).

4.5. Régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F8)

Quelques études ont montré une absence d'effets du glyphosate et de GBH sur le processus de décomposition de litière en milieux terrestre et aquatique. Testant en serre l'influence de la formulation d'herbicides à base de glyphosate sur la réponse des collemboles, en les exposant à différents produits (Roundup LB Plus, Touchdown Quattro, Roundup PowerFlex) ou à leurs substances actives (sels d'isopropylammonium, de diammonium ou de potassium du glyphosate), Maderthaner *et al*. (2020) ont mis en évidence que la décomposition de la litière n'a été affectée ni par les GBH ni par les substances actives. Le glyphosate n'a pas d'effet non plus sur la décomposition de feuilles de *Phragmites australis* dominant les zones humides malgré une légère baisse de biomasse fongique dans la condition avec l'herbicide épandu directement sur les feuilles (Kennedy *et al.*, 2012). Muturi *et al*. (2017) ont également montré l'absence d'effets individuels et combinés de deux herbicides (atrazine, glyphosate) sur la diversité et la structure de communautés bactériennes et d'archées impliquées dans la décomposition de feuilles de chêne.

L'analyse du métatranscriptome peut également renseigner sur la capacité des communautés microbiennes à réaliser certains processus impliqués dans la dégradation de la matière organique. Appliquée à l'étude du plancton du Lac Taihu en Chine, ce type d'analyse a ainsi montré un impact négatif du glyphosate (à la concentration élevée de 2,5 mg/L) sur l'expression des gènes codant pour les enzymes impliquées dans le métabolisme des terpènes et polycétides et un impact transitoire sur celles des gènes codant pour les enzymes impliquées dans le métabolisme des sucres (carbohydrates ; (Lu *et al.*, 2020).

4.6. Dispersion des propagules dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F10)

Comme cela est mentionné dans la section 3.1, plusieurs études ont démontré que le glyphosate pouvait modifier le développement des espèces végétales les plus sensibles, impactant ainsi les ressources pour divers insectes pollinisateurs (Gove *et al.*, 2007 ; Russo *et al.*, 2020 ; Iwasaki et Hogendoorn, 2021). D'un point de vue de la biodiversité végétale et des conséquences sur la pollinisation, une caractéristique du glyphosate est de pouvoir être appliqué tardivement sur les plantes en fleurs, impactant ainsi plus fortement la ressource florale. Cela a été démontré par Dupont *et al.* (2018), qui ont observé un effet négatif du glyphosate sur la densité florale ainsi que sur la floraison elle-même, qui a été sévèrement retardée par l'application de cette substance (10,5 jours de retard pour un traitement équivalent à 100 g SA /ha/an). Cela a entrainé une réduction importante du nombre de visites de pollinisateurs et une production de semences limitée pour les espèces non-cibles.

4.7. Fourniture et maintien de la biodiversité et des interactions biotiques dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F11)

Les effets du glyphosate sur la biodiversité sont décrits ci-dessus (section 3.1). Concernant les interactions biotiques, il a également été fait mention dans cette section des effets de l'herbicide sur les mycorhizes et les communautés microbiennes rhizosphériques (Bohm *et al.*, 2009 ; Helander *et al.*, 2018 ; Mohamed *et al.*, 2021 ; Ortega *et al.*, 2021), qui sont à la base d'interactions biotiques majeures et nécessaires au bon développement de nombreuses espèces végétales.

4.8. Fourniture et maintien des habitats et biotopes dans les écosystèmes terrestres et aquatiques (F12)

Il a été démontré (et décrit en détail dans la section 3.1) que le glyphosate pouvait avoir un effet indirect néfaste sur différents invertébrés en modifiant leur habitat. L'impact sur ces habitats découle d'effet directs sur la végétation incluant des plantes hôtes spécifiques nécessaires à la reproduction et au développement de papillons (Pleasants et Oberhauser, 2013 ; Bohn et Lovei, 2017 ; Giuliano *et al.*, 2018), la canopée abritant différents invertébrés (ex. Aranéides, Coléoptères, Diptères) inféodés à celle-ci (Watts *et al.*, 2016) ou encore la végétation propice à l'implantation et la survie de différentes araignées (Haughton *et al.*, 2001 ; Bell *et al.*, 2002 ; Marliac *et al.*, 2016 ; Prosser *et al.*, 2016). Ce constat concerne également les milieux aquatiques dans lesquels il a été démontré que le glyphosate pouvait exercer un effet indirect sur les invertébrés suite à une modification du biotope et de l'habitat découlant d'un effet direct sur les macrophytes (Baker *et al.*, 2014).

Concernant le milieu marin, de Caralt *et al*. (2020) suggère que les régressions d'herbiers à fucales (macroalgues brunes) observées en Méditerranée peuvent être partiellement attribuables aux contaminations de la zone côtière par les PPP (en particulier les herbicides, incluant le glyphosate). Ces herbiers jouent un rôle écologique majeur, notamment en terme de structuration de l'habitat, dans les écosystèmes benthiques de faible profondeur sur les côtes rocheuses méditerranéennes.

Dans le cadre de gestion sylvicole, l'utilisation de traitements herbicides en forêt pour supprimer ou limiter la croissance des herbacées et des espèces ligneuses dans les plantations induisent des modifications de la structure et de la composition de la végétation par rapport aux parcelles évoluant naturellement. Le glyphosate est régulièrement utilisé pour ces traitements, seul ou en combinaison avec d'autres herbicides. Ces modifications de l'habitat peuvent entraîner des effets négatifs sur l'avifaune, avec des diminutions d'abondance et de richesse (Betts *et al.*, 2013 ; Kroll *et al.*, 2017 ; Rolek *et al.*, 2018 ; Stokely *et al.*, 2021), qui sont cependant variables selon les guildes considérées (e.g. oiseaux de milieux ouverts *versus* oiseaux forestiers, espèces se nourrissant dans le feuillage *versus* espèces se nourrissant au sol). Par ailleurs, en étudiant l'impact de traitements herbicides (glyphosate et imazapyr) pour contrôler les phragmites en marais, Lazaran *et al.* (2013) ont détecté un effet indirect négatif des traitements sur la reproduction du troglodyte des marais (*Cistothorus palustris*), passereau inféodé aux roselières, consécutif à la modification de la structure de la végétation, rendue inadéquate pour la construction des nids. Ainsi, à la suite de ces traitements, les auteurs ont mis en évidence une diminution de la densité de territoires occupés (2,39 à 0,54 territoires/ha), une forte réduction de la densité de nids actifs (43 à 0,12 nids/ha) et un report important de la date d'initiation de nidification (environ 36 jours, fin juillet *versus* mi-juin) tandis que la hauteur moyenne des nids ne variait pas significativement (86,4 cm *versus* 79,6 cm).

5. Glyphosate et réglementation

Le cas du glyphosate est emblématique car il met en lumière des dysfonctionnements dans l'évaluation des risques réglementaires (Robinson *et al.*, 2020).

Le cas du glyphosate est révélateur de l'émergence de mobilisations au sujet de la réglementation des PPP (Hendlin *et al.*, 2020 ; Muller, 2021). En particulier, il a permis de mettre en évidence que le cadre juridique déterminant l'évaluation du risque écotoxicologique conduit souvent à sous-estimer les risques et à surestimer la certitude et la précision des évaluations (Arcuri et Hendlin, 2019). Le problème viendrait notamment de l'utilisation de modèles biologiques standardisés. Cette mise en lumière a constitué une étape décisive pour souligner l'absence d'une approche systémique de l'évaluation des effets des PPP sur l'environnement et montrer la nécessité d'une approche holistique et inclusive de l'évaluation, pas seulement basée sur des données des sciences de la vie et de l'environnement qui échouent à déterminer une exposition et des effets cumulés acceptables (Hamlyn, 2015 ; Leonelli, 2018).

Par ailleurs, la position de la Commission européenne, selon laquelle il n'y avait pas de raisons scientifiques d'interdire ou d'éliminer progressivement le glyphosate est très discutable sur le plan juridique et traduit la

dépendance de la Commission « à une approche étroite fondée sur des preuves » (Leonelli, 2018). Le Parlement Européen, dans sa résolution relative au projet de règlement de la Commission européenne portant renouvellement du glyphosate, a toutefois déclaré qu'il « ne permet pas de garantir un niveau élevé de protection de la santé humaine et animale et de l'environnement (…) », comme fixé par le règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009)[6]. Au final, la définition du niveau de risque acceptable pour la société, qui suppose une analyse bénéfices-risques multifactorielle et complexe à mettre en place, s'avère être une responsabilité politique (Noiville, 2003 ; Boudia et Jas, 2019 ; Leonelli, 2021).

Le cas du glyphosate a aussi permis de faire évoluer la réglementation vis-à-vis des co-formulants. En effet, il a été démontré que le glyphosate était moins toxique que ses co-formulants, ce qui a conduit à l'interdiction de la POE-tallowamine, par exemple, mettant en lumière les problèmes posés par ce type de substances (Nagy *et al.*, 2020).

Enfin, il est important de rappeler les divergences d'appréciation portant sur le classement du glyphosate dans la nomenclature des substances cancérogènes entre le Centre international de recherche sur le cancer (CIRC) et l'EFSA. Le CIRC a conclu à la cancérogénicité du glyphosate sur la base d'une analyse qualitative des risques pour la santé humaine, reposant uniquement sur les articles publiés dans la littérature scientifique, avec prise en compte de la méthodologie, de la qualité de l'étude et de ses résultats. En revanche, l'EFSA, comme les autres agences de ce type, a conduit une analyse du risque quantitative, fondée sur les données expérimentales fournies par les industriels, auxquelles ont été associées des études scientifiques validées et publiées. Une autre différence majeure est que le CIRC a plutôt évalué les produits formulés tandis que l'EFSA a évalué la substance active. Le renouvellement de l'AMM du glyphosate pose ainsi la question fondamentale, outre celle de l'évaluation des risques et du danger lié aux PPP, de la prise en compte d'avis qui diffèrent selon les agences et le type d'évaluation (Szekacs et Darvas, 2018).

Le glyphosate est un élément déclenchant majeur dans le domaine socio-juridique (Arcuri et Hendlin, 2019) et il occupe une place privilégiée dans les analyses sociologiques, en lien avec les mobilisations citoyennes et politiques que son utilisation et son interdiction potentielle ont suscitées.

Le glyphosate a donné lieu à un grand nombre d'actions juridiques notamment en Europe et aux Etats-Unis. Outre de nombreux contentieux, on peut citer par exemple l'initiative citoyenne européenne « Interdire le glyphosate et protéger la population et l'environnement contre les pesticides toxiques », déposée en octobre 2017, a conduit à l'adoption du règlement (UE) 2019/1381 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire (Leonelli, 2018 ; Union européenne, 2019 ; Jamay, 2020). L'entreprise Monsanto a également abondamment alimenté l'actualité judiciaire internationale, notamment dans le cadre de l'affaire des « *Monsanto papers* » qui a donné lieu à l'institution d'un « tribunal » citoyen (Le Bris, 2017).

Certaines actions militantes (actes de désobéissance civile) ont eu ouvertement pour objectif d'obliger un juge à se prononcer (Grau *et al.*, 2022). C'est le cas de l'affaire Blaise, où des militants ont été poursuivis pour avoir tagué des PPP contenant du glyphosate dans un magasin. Pour leur défense, ils ont invoqué le non-respect du principe de précaution par le règlement (CE) No 1107/2009 (Commission européenne, 2009) ce qui a donné lieu à une question préjudicielle posée par le tribunal correctionnel de Foix à la Cour de justice de l'Union européenne (CJUE)[7]. La désobéissance civile renvoie à la question des limites du rôle du juge car la Cour n'est pas nécessairement le bon forum pour résoudre les controverses entourant le glyphosate (Röttger-Wirtz, 2020). Bien qu'une grande partie des préoccupations soulevées à propos du glyphosate concernent l'évaluation scientifique des risques, et que le juge puisse être saisi dans certains cas, il est également évident que le débat autour du glyphosate touche des questions politiques sur l'avenir de l'agriculture et son impact sur la santé humaine et l'environnement. Or ces questions ne peuvent être résolues par un juge mais doivent faire l'objet de débats de société dans le cadre de processus démocratiques (Röttger-Wirtz, 2020).

[6] Résolution du Parlement européen du 24 octobre 2017 (D053565-01 - 2017/2904RSP), point 1.
[7] CJUE, 1er oct. 2019, aff. C-616/17.

6. Conclusions

En France, et plus généralement en Europe, le glyphosate et son principal produit de transformation l'AMPA font partie des PPP les plus fréquemment détectés dans les sols et dans les milieux aquatiques continentaux. Dans ces derniers, les taux de détection du glyphosate et de l'AMPA dans les eaux de surface sont respectivement supérieurs à 40% et 60%, et les concentrations peuvent dépasser 1 µg/L en petits bassins versants agricoles ou en milieu urbain. En milieu marin, ces substances restent peu recherchées mais les connaissances disponibles montrent des **niveaux de concentrations en glyphosate relativement élevés à proximité du littoral, autour du µg/L**, comparativement aux autres herbicides dissous détectés jusqu'à présent dans ces milieux. Dans l'air ambiant, des campagnes de surveillance récentes ont également permis de quantifier le glyphosate dans des zones rurales, urbaines et périurbaines avec des **fréquences moyennes de détection proches de 64%** et qui augmentent légèrement (autour de 75%) dans des zones de grandes cultures, viticulture et arboriculture, avec des pics de concentration pouvant dépasser ponctuellement 1 ng/m^3.

Cette contamination généralisée de l'environnement par le glyphosate entraine des impacts directs sur les producteurs primaires non-cibles, en particulier ceux qui présentent la plus grande sensibilité à la toxicité de cet herbicide. L'impact du glyphosate sur les végétaux peut aussi découler d'effets indirects suite à la perturbation des mycorhizes et des communautés microbiennes rhizosphériques. Ces impacts directs et indirects sur les producteurs primaires se répercutent sur les invertébrés (en particulier les pollinisateurs) et les vertébrés (en particulier les oiseaux) du fait d'une altération de leur habitat et/ou de leurs ressources trophiques. Cependant, ce type d'impact est principalement la conséquence de l'action de désherbage et il pourrait donc être observé avec d'autres types d'herbicides ou d'actions de désherbage non chimique.

A l'exception des producteurs primaires, la littérature fait état d'effets directs relativement limités du glyphosate et de l'AMPA sur les différents organismes terrestres et aquatiques qui font l'objet d'études, lorsque ces derniers sont exposés à des concentrations proches de celles détectées dans l'environnement. Durant leur phase terrestre, les amphibiens sont cependant particulièrement exposés au glyphosate ce qui peut présenter des risques accrus pour ces organismes. Par ailleurs, plusieurs études décrivent des effets possibles sur le microbiote de différentes espèces incluant des larves d'abeilles, des oiseaux, des mammifères ou des amphibiens.

Références bibliographiques

Accinelli, C.; Screpanti, C.; Vicari, A.; Catizone, P., 2004. Influence of insecticidal toxins from Bacillus thuringiensis subsp kurstaki on the degradation of glyphosate and glufosinate-ammonium in soil samples. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 103 (3): 497-507. https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.11.002

Allegrini, M.; Gomez, E.; Zabaloy, M.C., 2020. Acute glyphosate exposure does not condition the response of microbial communities to a dry-rewetting disturbance in a soil with a long history of glyphosate-based herbicides. *Soil*, 6 (2): 291-297. http://dx.doi.org/10.5194/soil-6-291-2020

Allegrini, M.; Zabaloy, M.C.; Gomez, E.D., 2015. Ecotoxicological assessment of soil microbial community tolerance to glyphosate. *Science of the Total Environment*, 533: 60-68. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.096

Amaral, M.J.; Bicho, R.C.; Carretero, M.A.; Sanchez-Hernandez, J.C.; Faustino, A.M.R.; Soares, A.; Mann, R.M., 2012b. The usefulness of mesocosms for ecotoxicity testing with lacertid lizards. *Acta Herpetologica*, 7 (2): 263-280. http://dx.doi.org/10.13128/ACTA_HERPETOL-10921

Annett, R.; Habibi, H.R.; Hontela, A., 2014. Impact of glyphosate and glyphosate-based herbicides on the freshwater environment. *Journal of Applied Toxicology*, 34 (5): 458-479. http://dx.doi.org/10.1002/jat.2997

Antier, C.; Kudsk, P.; Reboud, X.; Ulber, L.; Baret, P.V.; Messean, A., 2020. Glyphosate Use in the European Agricultural Sector and a Framework for Its Further Monitoring. *Sustainability*, 12 (14). https://doi.org/10.3390/su12145682

Arcuri, A.; Hendlin, Y.H., 2019. The Chemical Anthropocene: Glyphosate as a Case Study of Pesticide Exposures. *King's Law Journal*, 30 (2): 234-253. https://doi.org/10.1080/09615768.2019.1645436

Artigas, J.; Batisson, I.; Carles, L., 2020. Dissolved organic matter does not promote glyphosate degradation in auto-heterotrophic aquatic microbial communities. *Environmental Pollution*, 259: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.113951

Aubertot, J.N.; Barbier, J.M.; Carpentier, A.; Gril, J.J.; Guichard, L.; Lucas, P.; Savary, S.; Savini, I.; Voltz, M., 2005. *Pesticides, agriculture et environnement. Réduire l'utilisation des pesticides et limiter leurs impacts environnementaux* Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA et Cemagref (France), 64 p. http://dx.doi.org/10.15454/b928-4e37

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Houlahan, J.E.; Thompson, D.G.; Kidd, K.A., 2014. The direct and indirect effects of a glyphosate-based herbicide and nutrients on chironomidae (diptera) emerging from small wetlands. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9): 2076-2085. http://dx.doi.org/10.1002/etc.2657

Baker, L.F.; Mudge, J.F.; Thompson, D.G.; Houlahan, J.E.; Kidd, K.A., 2016. The combined influence of two agricultural contaminants on natural communities of phytoplankton and zooplankton. *Ecotoxicology*, 25 (5): 1021-1032. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1659-1

Bell, J.R.; Johnson, P.J.; Hambler, C.; Haughton, A.J.; Smith, H.; Feber, R.E.; Tattersall, F.H.; Hart, B.H.; Manley, W.; Macdonald, D.W., 2002. Manipulating the abundance of Lepthyphantes tenuis (Araneae : Linyphiidae) by field margin management. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 93 (1-3): 295-304. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(01)00343-7

Benamu, M.A.; Schneider, M.I.; Sanchez, N.E., 2010. Effects of the herbicide glyphosate on biological attributes of Alpaida veniliae (Araneae, Araneidae), in laboratory. *Chemosphere*, 78 (7): 871-876. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.11.027

Bento, C.P.M.; Goossens, D.; Rezaei, M.; Riksen, M.; Mol, H.G.J.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2017. Glyphosate and AMPA distribution in wind-eroded sediment derived from loess soil. *Environmental Pollution*, 220, Part B: 1079-1089. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2016.11.033

Berger, G.; Graef, F.; Pfeffer, H., 2013. Glyphosate applications on arable fields considerably coincide with migrating amphibians. *Scientific Reports*, 3. http://dx.doi.org/10.1038/srep02622

Berho, C.; Claude, B.; Coisy, E.; Togola, A.; Bayoudh, S.; Morin, P.; Amalric, L., 2017. Laboratory calibration of a POCIS-like sampler based on molecularly imprinted polymers for glyphosate and AMPA sampling in water. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 409 (8): 2029-2035. https://doi.org/10.1007/s00216-016-0150-4

Bernasconi, C.; Demetrio, P.M.; Alonso, L.L.; Mac Loughlin, T.M.; Cerda, E.; Sarandon, S.J.; Marino, D.J., 2021. Evidence for soil pesticide contamination of an agroecological farm from a neighboring chemical-based production system. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 313: 107341. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107341

Betts, M.G.; Verschuyl, J.; Giovanini, J.; Stokely, T.; Kroll, A.J., 2013. Initial experimental effects of intensive forest management on avian abundance. *Forest Ecology and Management*, 310: 1036-1044. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2013.06.022

Bigler, F.; Albajes, R., 2011. Indirect effects of genetically modified herbicide tolerant crops on biodiversity and ecosystem services: the biological control example. *Journal Fur Verbraucherschutz Und Lebensmittelsicherheit-Journal of Consumer Protection and Food Safety*, 6: 79-84. http://dx.doi.org/10.1007/s00003-011-0688-1

Bohm, G.M.B.; Alves, B.J.R.; Urquiaga, S.; Boddey, R.M.; Xavier, G.R.; Hax, F.; Rombaldi, C.V., 2009. Glyphosate- and imazethapyr-induced effects on yield, nodule mass and biological nitrogen fixation in field-grown glyphosate-resistant soybean. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (2): 420-422. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.11.002

Bohn, T.; Lovei, G.L., 2017. Complex Outcomes from Insect and Weed Control with Transgenic Plants: Ecological Surprises? *Frontiers in Environmental Science*, 5: 8. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2017.00060

Botta, F.; Lavison, G.; Couturier, G.; Alliot, F.; Moreau-Guigon, E.; Fauchon, N.; Guery, B.; Chevreuil, M.; Blanchoud, H., 2009. Transfer of glyphosate and its degradate AMPA to surface waters through urban sewerage systems. *Chemosphere*, 77 (1): 133-139. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.05.008

Bottrill, D.; Ogbourne, S.M.; Citerne, N.; Smith, T.; Farrar, M.B.; Hu, H.W.; Omidvar, N.; Wang, J.; Burton, J.; Kamper, W.; Bai, S.H., 2020. Short-term application of mulch, roundup and organic herbicides did not affect soil microbial biomass or bacterial and fungal diversity. *Chemosphere*, 244: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125436

Boudia, S.; Jas, N., 2019. *Gouverner un monde toxique*. Versailles: Editions Quae (Coll. Sciences en questions), 64 p.

Boutin, C.; Aya, K.L.; Carpenter, D.; Thomas, P.J.; Rowland, O., 2012. Phytotoxicity testing for herbicide regulation: Shortcomings in relation to biodiversity and ecosystem services in agrarian systems. *Science of the Total Environment*, 415: 79-92. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.04.046

Carles, L.; Gardon, H.; Joseph, L.; Sanchis, J.; Farre, M.; Artigas, J., 2019. Meta-analysis of glyphosate contamination in surface waters and dissipation by biofilms. *Environment International*, 124: 284-293. https://doi.org/10.1016/j.envint.2018.12.064

Carpenter, J.K.; Monks, J.M.; Nelson, N., 2016. The effect of two glyphosate formulations on a small, diurnal lizard (Oligosoma polychroma). *Ecotoxicology*, 25 (3): 548-554. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1613-2

Carreiro, M.M.; Fuselier, L.C.; Waltman, M., 2020. Efficacy and Nontarget Effects of Glyphosate and Two Organic Herbicides for Invasive Woody Vine Control. *Natural Areas Journal*, 40 (2): 129-141. http://dx.doi.org/10.3375/043.040.0204

Castelli, L.; Balbuena, S.; Branchiccela, B.; Zunino, P.; Liberti, J.; Engel, P.; Antunez, K., 2021. Impact of Chronic Exposure to Sublethal Doses of Glyphosate on Honey Bee Immunity, Gut Microbiota and Infection by Pathogens. *Microorganisms*, 9 (4): 15. http://dx.doi.org/10.3390/microorganisms9040845

Cheron, M.; Costantini, D.; Angelier, F.; Ribout, C.; Brischoux, F., 2022. Aminomethylphosphonic acid (AMPA) alters oxidative status during embryonic development in an amphibian species. *Chemosphere*, 287: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131882

Commission européenne, 2009. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Comoretto, L.; Arfib, B.; Chiron, S., 2007. Pesticides in the Rhone river delta (France): Basic data for a field-based exposure assessment. *Science of the Total Environment*, 380 (1-3): 124-132. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.046

Corrales, N.; Meerhoff, M.; Antoniades, D., 2021. Glyphosate-based herbicide exposure affects diatom community development in natural biofilms. *Environmental Pollution*, 284: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117354

Crisol-Martinez, E.; Moreno-Moyano, L.T.; Wilkinson, N.; Prasai, T.; Brown, P.H.; Moore, R.J.; Stanley, D., 2016. A low dose of an organophosphate insecticide causes dysbiosis and sex-dependent responses in the intestinal microbiota of the Japanese quail (Coturnix japonica). *Peerj*, 4. http://dx.doi.org/10.7717/peerj.2002

de Caralt, S.; Verdura, J.; Verges, A.; Ballesteros, E.; Cebrian, E., 2020. Differential effects of pollution on adult and recruits of a canopy-forming alga: implications for population viability under low pollutant levels. *Scientific Reports*, 10 (1): 11. http://dx.doi.org/10.1038/s41598-020-73990-5

de Roffignac, L.; Cattan, P.; Mailloux, J.; Herzog, D.; Le Bellec, F., 2008. Efficiency of a bagasse substrate in a biological bed system for the degradation of glyphosate, malathion and lambda-cyhalothrin under tropical climate conditions. *Pest Management Science*, 64 (12): 1303-1313. http://dx.doi.org/10.1002/ps.1633

de Santo, F.B.; Guerra, N.; Vianna, M.S.; Torres, J.P.M.; Marchioro, C.A.; Niemeyer, J.C., 2019. Laboratory and field tests for risk assessment of metsulfuron-methyl-based herbicides for soil fauna. *Chemosphere*, 222: 645-655. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.01.145

de Solla, S.R.; Martin, P.A., 2011. Absorption of current use pesticides by snapping turtle (Chelydra serpentina) eggs in treated soil. *Chemosphere*, 85 (5): 820-825. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.080

Dechartres, J.; Pawluski, J.L.; Gueguen, M.M.; Jablaoui, A.; Maguin, E.; Rhimi, M.; Charlier, T.D., 2019. Glyphosate and glyphosate-based herbicide exposure during the peripartum period affects maternal brain plasticity, maternal behaviour and microbiome. *Journal of Neuroendocrinology*, 31 (9). http://dx.doi.org/10.1111/jne.12731

Delhomme, O.; Hernandez, A.; Chimjarn, S.; Bertrand, C.; Bourdat-Deschamps, M.; Fritsch, C.; Pelosi, C.; Nelieu, S.; Millet, M., 2021. A method to assess glyphosate, glufosinate and aminomethylphosphonic acid in soil and earthworms. *Journal of Chromatography A*, 1651: 10. https://doi.org/10.1016/j.chroma.2021.462339

Dollinger, J.; Dages, C.; Voltz, M., 2015. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environmental Chemistry Letters*, 13 (3): 293-307. https://doi.org/10.1007/s10311-015-0515-5

Dollinger, J.; Vinatier, F.; Voltz, M.; Dages, C.; Bailly, J.S., 2017. Impact of maintenance operations on the seasonal evolution of ditch properties and functions. *Agricultural Water Management*, 193: 191-204. http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2017.08.013

Doublet, J.; Mamy, L.; Barriuso, E., 2009. Delayed degradation in soil of foliar herbicides glyphosate and sulcotrione previously absorbed by plants: Consequences on herbicide fate and risk assessment. *Chemosphere*, 77 (4): 582-589. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.06.044

Dousset, S.; Jacobson, A.R.; Dessogne, J.B.; Guichard, N.; Baveye, P.C.; Andreux, F., 2007. Facilitated transport of diuron and glyphosate in high copper vineyard soils. *Environmental Science & Technology*, 41 (23): 8056-8061. https://doi.org/10.1021/es071664c

Druart, C.; Millet, M.; Scheifler, R.; Delhomme, O.; de Vaufleury, A., 2011. Glyphosate and glufosinate-based herbicides: fate in soil, transfer to, and effects on land snails. *Journal of Soils and Sediments*, 11 (8): 1373-1384. https://doi.org/ 10.1007/s11368-011-0409-5

Dupont, Y.L.; Strandberg, B.; Damgaard, C., 2018. Effects of herbicide and nitrogen fertilizer on non-target plant reproduction and indirect effects on pollination in Tanacetum vulgare (Asteraceae). *Agriculture Ecosystems & Environment*, 262: 76-82. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.04.014

Eevers, N.; White, J.C.; Vangronsveld, J.; Weyens, N., 2017. Bio- and Phytoremediation of Pesticide-Contaminated Environments: A Review. In: Cuypers, A.; Vagronsveld, J., eds. *Phytoremediation*. San Diego: Elsevier Academic Press Inc (Advances in Botanical Research), 277-318. http://dx.doi.org/10.1016/bs.abr.2017.01.001

Escorial, M.C.; Chueca, R.C.; Perez-Fernandez, A.; Loureiro, I., 2019. Glyphosate sensitivity of selected weed species commonly found in maize fields. *Weed Science*, 67 (6): 633-641. http://dx.doi.org/10.1017/wsc.2019.54

Farcy, E.; Burgeot, T.; Haberkorn, H.; Auffret, M.; Lagadic, L.; Allenou, J.P.; Budzinski, H.; Mazzella, N.; Pete, R.; Heydorff, M.; Menard, D.; Mondeguer, F.; Caquet, T., 2013. An integrated environmental approach to investigate biomarker fluctuations in the blue mussel Mytilus edulis L. in the Vilaine estuary, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (2): 630-650. https://doi.org/10.1007/s11356-012-1316-z

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Florencia, F.M.; Carolina, T.; Enzo, B.; Leonardo, G., 2017. Effects of the herbicide glyphosate on non-target plant native species from Chaco forest (Argentina). *Ecotoxicol Environ Saf*, 144: 360-368. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.06.049

Gama, A., 2006. *Utilisation des herbicides en forêt et gestion durable*. Versailles: : Editions Quae (*Guide pratique*), 320 p.

Garcia-Perez, J.A.; Alarcon-Gutierrez, E.; Diaz-Fleischer, F., 2020. Interactive effect of glyphosate-based herbicides and organic soil layer thickness on growth and reproduction of the tropical earthworm Pontoscolex corethrurus (Muller, 1857). *Applied Soil Ecology*, 155: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.apsoil.2020.103648

Gauvrit, C.; Chauvel, B., 2010. Sensitivity of Ambrosia artemisiifolia to glufosinate and glyphosate at various developmental stages. *Weed Research*, 50 (5): 503-510. http://dx.di.org/10.1111/j.1365-3180.2010.00800.x

Gimsing, A.L.; Borggaard, O.K.; Bang, M., 2004. Influence of soil composition on adsorption of glyphosate and phosphate by contrasting Danish surface soils. *European Journal of Soil Science*, 55 (1): 183-191. https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2003.00585.x

Giuliano, D.; Cardarelli, E.; Bogliani, G., 2018. Grass management intensity affects butterfly and orthopteran diversity on rice field banks. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 267: 147-155. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2018.08.019

Gove, B.; Power, S.A.; Buckley, G.P.; Ghazoul, J., 2007. Effects of herbicide spray drift and fertilizer overspread on selected species of woodland ground flora: comparison between short-term and long-term impact assessments and field surveys. *Journal of Applied Ecology*, 44 (2): 374-384. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01261.x

Graffigna, S.; Marrero, H.J.; Torretta, J.P., 2021. Glyphosate commercial formulation negatively affects the reproductive success of solitary wild bees in a Pampean agroecosystem. *Apidologie*, 52 (1): 272-281. http://dx.doi.org/10.1007/s13592-020-00816-8

Grandcoin, A.; Piel, S.; Baures, E., 2017. AminoMethylPhosphonic acid (AMPA) in natural waters: Its sources, behavior and environmental fate. *Water Research*, 117: 187-197. https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.03.055

Grau, D.; Grau, N.; Gascuel, Q.; Paroissin, C.; Stratonovitch, C.; Lairon, D.; Devault, D.A.; Di Cristofaro, J., 2022. Quantifiable urine glyphosate levels detected in 99% of the French population, with higher values in men, in younger people, and in farmers. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (22): 32882-32893. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-18110-0

Hamlyn, O., 2015. Sustainability and the Failure of Ambition in European Pesticides Regulation. *Journal of Environmental Law*, 27 (3): 405-429. http://dx.doi.org/10.1093/jel/eqv021

Haughton, A.J.; Bell, J.R.; Boatman, N.D.; Wilcox, A., 2001. The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part II. Indirect effects on Lepthyphantes tenuis in field margins. *Pest Management Science*, 57 (11): 1037-1042. http://dx.doi.org/10.1002/ps.389

Helander, M.; Saloniemi, I.; Omacini, M.; Druille, M.; Salminen, J.P.; Saikkonen, K., 2018. Glyphosate decreases mycorrhizal colonization and affects plant-soil feedback. *Science of the Total Environment*, 642: 285-291. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.05.377

Hendlin, Y.H.; Arcuri, A.; Lepenies, R.; Hüesker, F., 2020. Like oil and water: The politics of (not) assessing glyphosate concentrations in aquatic ecosystems. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 539-564. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.65

Iwasaki, J.M.; Hogendoorn, K., 2021. Non-insecticide pesticide impacts on bees: A review of methods and reported outcomes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 314: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2021.107423

Jamay, F., 2020. Vers un élargissement de l'accès à l'information sur les risques sanitaires liés à l'environnement en droit de l'Union européenne. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (HS20): 123-136. https://www.cairn.info/revue-revue-juridique-de-l-environnement-2020-HS20-page-123.htm

Janssen, R.; Skeff, W.; Werner, J.; Wirth, M.A.; Kreikemeyer, B.; Schulz-Bull, D.; Labrenz, M., 2019. A Glyphosate Pulse to Brackish Long-Term Microcosms Has a Greater Impact on the Microbial Diversity and Abundance of Planktonic Than of Biofilm Assemblages. *Frontiers in Marine Science*, 6: 17. http://dx.doi.org/10.3389/fmars.2019.00758

Kennedy, E.; Leff, L.G.; de Szalay, F.A., 2012. Herbiciding Phragmites australis: effects on litter decomposition, microbial biomass, and macroinvertebrate communities. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (4): 309-319. http://dx.doi.org/10.1127/1863-9135/2012/0179

Kepler, R.M.; Schmidt, D.J.E.; Yarwood, S.A.; Cavigelli, M.A.; Reddy, K.N.; Duke, S.O.; Bradley, C.A.; Williams, M.M.; Buyer, J.S.; Maul, J.E., 2020. Soil Microbial Communities in Diverse Agroecosystems Exposed to the Herbicide Glyphosate. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (5): 16. http://dx.doi.org/10.1128/aem.01744-19

Kissane, Z.; Shephard, J.M., 2017. The rise of glyphosate and new opportunities for biosentinel early-warning studies. *Conservation Biology*, 31 (6): 1293-1300. https://doi.org/10.1111/cobi.12955

Krimsky, S., 2021. Can Glyphosate-Based Herbicides Contribute to Sustainable Agriculture? *Sustainability*, 13 (4): 15. http://dx.doi.org/10.3390/su13042337

Kroll, A.J.; Verschuyl, J.; Giovanini, J.; Betts, M.G., 2017. Assembly dynamics of a forest bird community depend on disturbance intensity and foraging guild. *Journal of Applied Ecology*, 54 (3): 784-793. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.12773

Lazaran, M.A.; Bocetti, C.I.; Whyte, R.S., 2013. Impacts of Phragmites Management on Marsh Wren Nesting Behavior. *Wilson Journal of Ornithology*, 125 (1): 184-187. http://dx.doi.org/10.1676/11-098.1

Le Bris, C., 2017. Le tribunal Monsanto ou l'écocide face à la justice des peuples. *Droit de l'Environnement*, n°252, janvier: 2-4.

Le Cor, F.; Slaby, S.; Dufour, V.; Iuretig, A.; Feidt, C.; Dauchy, X.; Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788: 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Le Du-Carree, J.; Boukhari, R.; Cachot, J.; Cabon, J.; Louboutin, L.; Morin, T.; Danion, M., 2021a. Generational effects of a chronic exposure to a low environmentally relevant concentration of glyphosate on rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. *Science of the Total Environment*, 801: 14. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.149462

Le Du-Carree, J.; Cabon, J.; Morin, T.; Danion, M., 2021b. Immunological and metabolic effects of acute sublethal exposure to glyphosate or glyphosate-based herbicides on juvenile rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. *Science of the Total Environment*, 784: 10. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147162

Le Du-Carree, J.; Morin, T.; Danion, M., 2021c. Impact of chronic exposure of rainbow trout, Oncorhynchus mykiss, to low doses of glyphosate or glyphosate-based herbicides. *Aquatic Toxicology*, 230: 11. htpp://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2020.105687

Le Du-Carree, J.; Saliou, F.; Cachot, J.; Morin, T.; Danion, M., 2021d. Developmental effect of parental or direct chronic exposure to environmental concentration of glyphosate on the larvae of rainbow trout, Oncorhynchus mykiss. *Aquatic Toxicology*, 237: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2021.105894

Leonelli, G.C., 2018. The glyphosate saga and the fading democratic legitimacy of European Union risk regulation. *Maastricht Journal of European and Comparative Law*, 25 (5): 582-606. http://dx.doi.org/10.1177/1023263x18796981

Leonelli, G.C., 2021. Judicial Review of Compliance with the Precautionary Principle from Paraquat to Blaise: "Quantitative Thresholds," Risk Assessment, and the Gap Between Regulation and Regulatory Implementation. *German Law Journal*, 22 (2): 184-215. http://dx.doi.org/10.1017/glj.2021.3

Levesque, B.; Cachot, J.; Boet, P.; Lepage, M.; Mazella, N.; Martin, C.; Gourves, P.Y.; Legeay, A., 2018. Seasonal variations of contamination and exoskeletal malformations in the white shrimps Palaemon longirostris in the Gironde estuary, France. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (23): 22689-22701. https://doi.org/10.1007/s11356-018-2241-6

Lindsay, E.A.; French, K., 2004. The impact of the herbicide glyphosate on leaf litter invertebrates within Bitou bush, Chrysanthemoides monilifera ssp rotundata, infestations. *Pest Management Science*, 60 (12): 1205-1212. http://dx.doi.org/10.1002/ps.944

Lins, V.S.; Santos, H.; Goncalves, M.C., 2007. The effect of the glyphosate, 2,4-D, atrazine e nicosulfuron herbicides upon the edaphic collembola (Arthropoda : Ellipura) in a no tillage system. *Neotropical Entomology*, 36 (2): 261-267. http://dx.doi.org/10.1590/s1519-566x2007000200013

Liu, T.; Xu, S.R.; Lu, S.Y.; Qin, P.; Bi, B.; Ding, H.D.; Liu, Y.; Guo, X.C.; Liu, X.H., 2019. A review on removal of organophosphorus pesticides in constructed wetland: Performance, mechanism and influencing factors. *Science of the Total Environment*, 651: 2247-2268. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.087

Lu, T.; Xu, N.H.; Zhang, Q.; Zhang, Z.Y.; Debognies, A.; Zhou, Z.G.; Sun, L.W.; Qian, H.F., 2020. Understanding the influence of glyphosate on the structure and function of freshwater microbial community in a microcosm. *Environmental Pollution*, 260: 9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114012

Lucadamo, L.; Corapi, A.; Gallo, L., 2018. Evaluation of glyphosate drift and anthropogenic atmospheric trace elements contamination by means of lichen transplants in a southern Italian agricultural district. *Air Quality Atmosphere and Health*, 11 (3): 325-339. https://doi.org/10.1007/s11869-018-0547-7

Maderthaner, M.; Weber, M.; Takacs, E.; Mortl, M.; Leisch, F.; Roembke, J.; Querner, P.; Walcher, R.; Gruber, E.; Szekacs, A.; Zaller, J.G., 2020. Commercial glyphosate-based herbicides effects on springtails (Collembola) differ from those of their respective active ingredients and vary with soil organic matter content. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (14): 17280-17289. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-020-08213-5

Maillard, E.; Imfeld, G., 2014. Pesticide Mass Budget in a Stormwater Wetland. *Environmental Science & Technology*, 48 (15): 8603-8611. http://dx.doi.org/10.1021/es500586x

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2005. Environmental fate of herbicides trifluralin, metazachlor, metamitron and sulcotrione compared with that of glyphosate, a substitute broad spectrum herbicide for different glyphosate-resistant crops. *Pest Management Science*, 61 (9): 905-916. https://doi.org/10.1002/ps.1108

Mamy, L.; Barriuso, E.; Gabrielle, B., 2016. Glyphosate fate in soils when arriving in plant residues. *Chemosphere*, 154: 425-433. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.104

Marliac, G.; Mazzia, C.; Pasquet, A.; Cornic, J.F.; Hedde, M.; Capowiez, Y., 2016. Management diversity within organic production influences epigeal spider communities in apple orchards. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 216: 73-81. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.026

Martinez, D.A.; Loening, U.E.; Graham, M.C., 2018. Impacts of glyphosate-based herbicides on disease resistance and health of crops: a review. *Environmental Sciences Europe*, 30: 14. http://dx.doi.org/10.1186/s12302-018-0131-7

Mazellier, P.; Fuster, L.; Budzinski, H.; Garric, J.; Couteau, J.; Aït-Aïssa, S., 2018. *Projet Seine-Aval 5 CRAPPSE « Contamination et RéActivité de Pesticides et de Pharmaceutiques dans l'estuaire de SeinE »*.

Mbanaso, F.U.; Coupe, S.J.; Charlesworth, S.M.; Nnadi, E.O.; Ifelebuegu, A.O., 2014. Potential microbial toxicity and non-target impact of different concentrations of glyphosate-containing herbicide (GCH) in a model pervious paving system. *Chemosphere*, 100: 34-41. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2013.12.091

McComb, B.C.; Curtis, L.; Chambers, C.L.; Newton, M.; Bentson, K., 2008. Acute toxic hazard evaluations of glyphosate herbicide on terrestrial vertebrates of the Oregon coast range. *Environmental Science and Pollution Research*, 15 (3): 266-272. http://dx.doi.org/10.1065/espr2007.07.437

McMullin, R.T.; Bell, F.W.; Newmaster, S.G., 2012. The effects of triclopyr and glyphosate on lichens. *Forest Ecology and Management*, 264: 90-97. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2011.09.039

McMullin, R.T.; Thompson, I.D.; Newmaster, S.G., 2013. Lichen Conservation in Heavily Managed Boreal Forests. *Conservation Biology*, 27 (5): 1020-1030. http://dx.doi.org/10.1111/cobi.12094

Meftaul, I.M.; Venkateswarlu, K.; Annamalai, P.; Parven, A.; Megharaj, M., 2021. Glyphosate use in urban landscape soils: Fate, distribution, and potential human and environmental health risks. *Journal of Environmental Management*, 292: 10. https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112786

Mestre, A.P.; Amavet, P.S.; Vanzetti, A.I.; Moleon, M.S.; Marco, M.V.P.; Poletta, G.L.; Siroski, P.A., 2019. Effects of cypermethrin (pyrethroid), glyphosate and chlorpyrifos (organophosphorus) on the endocrine and immune system of Salvator merianae (Argentine tegu). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 169: 61-67. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.10.057

Mohamed, M.; Aliyat, F.Z.; Ben Messaoud, B.; Simone, C.; Marina, M.; Filippo, G.; Laila, N.; Jamal, I., 2021. Effects of Pesticides Use (Glyphosate & Paraquat) on Biological Nitrogen Fixation. *Water Air and Soil Pollution*, 232 (10): 15. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-021-05367-x

Motta, E.V.S.; Mak, M.; De Jong, T.K.; Powell, J.E.; O'Donnell, A.; Suhr, K.J.; Riddington, I.M.; Moran, N.A., 2020. Oral or Topical Exposure to Glyphosate in Herbicide Formulation Impacts the Gut Microbiota and Survival Rates of Honey Bees. *Applied and Environmental Microbiology*, 86 (18): 21. http://dx.doi.org/10.1128/aem.01150-20

Muller, B., 2021. Glyphosate-A love story. Ordinary thoughtlessness and response-ability in industrial farming. *Journal of Agrarian Change*, 21 (1): 160-179. http://dx.doi.org/10.1111/joac.12374

Munaron, D.; Derolez, V.; Foucault, E.; Cimiterra, N.; Tapie, N.; Budzinski, H.; Giraud, A., 2020. *OBSLAG - Volet Pesticides : Suivi 2017-2019 des lagunes méditerranéennes. Rapport Final* Rapport IFREMER ODE/UL/LER-LR/20.09, 78 p. https://archimer.ifremer.fr/doc/00656/76769/

Muturi, E.J.; Donthu, R.K.; Fields, C.J.; Moise, I.K.; Kim, C.H., 2017. Effect of pesticides on microbial communities in container aquatic habitats. *Scientific Reports*, 7: 10. http://dx.doi.org/10.1038/srep44565

Nagy, K.; Duca, R.C.; Lovas, S.; Creta, M.; Scheepers, P.T.J.; Godderis, L.; Adam, B., 2020. Systematic review of comparative studies assessing the toxicity of pesticide active ingredients and their product formulations. *Environmental Research*, 181: 19. http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2019.108926

Newmaster, S.G.; Bell, F.W.; Vitt, D.H., 1999. The effects of glyphosate and triclopyr on common bryophytes and lichens in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 29 (7): 1101-1111. http://dx.doi.org/10.1139/cjfr-29-7-1101

Nguyen, D.B.; Rose, M.T.; Rose, T.J.; Morris, S.G.; van Zwieten, L., 2016. Impact of glyphosate on soil microbial biomass and respiration: A meta-analysis. *Soil Biology & Biochemistry*, 92: 50-57. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2015.09.014

Nguyen, N.K.; Dorfler, U.; Welzl, G.; Munch, J.C.; Schroll, R.; Suhadolc, M., 2018. Large variation in glyphosate mineralization in 21 different agricultural soils explained by soil properties. *Science of the Total Environment*, 627: 544-552. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.204

Noiville, C., 2003. *Du bon gouvernement des risques : Le droit et la question du "risque acceptable"*. Paris: PUF (Les voies du droit), 235 p.

Ortega, J.S.E.; Vasquez, N.N.A.; Alba, T.A.; de Salamone, I.E.G., 2021. Impact of management of cover crop-soybean agroecosystems on rhizosphere microbial communities. *European Journal of Soil Science*, 72 (3): 1154-1176. http://dx.doi.org/10.1111/ejss.13057

Passeport, E.; Richard, B.; Chaumont, C.; Margoum, C.; Liger, L.; Gril, J.J.; Tournebize, J., 2014. Dynamics and mitigation of six pesticides in a "Wet" forest buffer zone. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (7): 4883-4894. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-013-1724-8

Perez, G.L.; Torremorell, A.; Mugni, H.; Rodriguez, P.; Vera, M.S.; Do Nascimento, M.; Allende, L.; Bustingorry, J.; Escaray, R.; Ferraro, M.; Izaguirre, I.; Pizarro, H.; Bonetto, C.; Morris, D.P.; Zagarese, H., 2007. Effects of the herbicide roundup on freshwater microbial communities: A mesocosm study. *Ecological Applications*, 17 (8): 2310-2322. http://dx.doi.org/10.1890/07-0499.1

Pesce, S.; Batisson, I.; Bardot, C.; Fajon, C.; Portelli, C.; Montuelle, B.; Bohatier, J., 2009. Response of spring and summer riverine microbial communities following glyphosate exposure. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 72 (7): 1905-1912. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.07.004

Pesce, S.; Bouchez, A.; Montuelle, B., 2011. Effects of Organic Herbicides on Phototrophic Microbial Communities in Freshwater Ecosystems. In: Whitacre, D.M., ed. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology, Vol 214*. New York: Springer, 87-124. http://dx.doi.org/10.1007/978-1-4614-0668-6_5

Pleasants, J.M.; Oberhauser, K.S., 2013. Milkweed loss in agricultural fields because of herbicide use: effect on the monarch butterfly population. *Insect Conservation and Diversity*, 6 (2): 135-144. http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-4598.2012.00196.x

Prosser, R.S.; Anderson, J.C.; Hanson, M.L.; Solomon, K.R.; Sibley, P.K., 2016. Indirect effects of herbicides on biota in terrestrial edge-of-field habitats: A critical review of the literature. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 232: 59-72. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.07.009

Prosser, R.S.; Hoekstra, P.F.; Gene, S.; Truman, C.; White, M.; Hanson, M.L., 2020. A review of the effectiveness of vegetated buffers to mitigate pesticide and nutrient transport into surface waters from agricultural areas. *Journal of Environmental Management*, 261. http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110210

Ravier, S.; Desert, M.; Gille, G.; Armengaud, A.; Wortham, H.; Quivet, E., 2019. Monitoring of Glyphosate, Glufosinate-ammonium, and (Aminomethyl) phosphonic acid in ambient air of Provence-Alpes-Cote-d'Azur Region, France. *Atmospheric Environment*, 204: 102-109. https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2019.02.023

Relyea, R.A., 2005. The lethal impact of roundup on aquatic and terrestrial amphibians. *Ecological Applications*, 15 (4): 1118-1124. http://dx.doi.org/10.1890/04-1291

Reoyo-Prats, B.; Aubert, D.; Menniti, C.; Ludwig, W.; Sola, J.; Pujo-Pay, M.; Conan, P.; Verneau, O.; Palacios, C., 2017. Multicontamination phenomena occur more often than expected in Mediterranean coastal watercourses: Study case of the Tet River (France). *Science of the Total Environment*, 579: 10-21. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.019

Robinson, C.; Portier, C.J.; Cavoski, A.; Mesnage, R.; Roger, A.; Clausing, P.; Whaley, P.; Muilerman, H.; Lyssimachou, A., 2020. Achieving a High Level of Protection from Pesticides in Europe: Problems with the Current Risk Assessment Procedure and Solutions. *European Journal of Risk Regulation*, 11 (3): 450-480. http://dx.doi.org/10.1017/err.2020.18

Rolek, B.W.; Harrison, D.J.; Loftin, C.S.; Wood, P.B., 2018. Regenerating clearcuts combined with postharvest forestry treatments promote habitat for breeding and post-breeding spruce-fir avian assemblages in the Atlantic Northern Forest. *Forest Ecology and Management*, 427: 392-413. http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.068

Röttger-Wirtz, S., 2020. Case C-616/17 Blaise and Others: The precautionary principle and its role in judicial review – Glyphosate and the regulatory framework for pesticides. *Maastricht Journal of European and Comparative Law*, 27 (4): 529-542. http://dx.doi.org/10.1177/1023263x20949424

Russo, L.; Buckley, Y.M.; Hamilton, H.; Kavanagh, M.; Stout, J.C., 2020. Low concentrations of fertilizer and herbicide alter plant growth and interactions with flower-visiting insects. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 304: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107141

Sabatier, P.; Mottes, C.; Cottin, N.; Evrard, O.; Comte, I.; Piot, C.; Gay, B.; Arnaud, F.; Lefevre, I.; Develle, A.L.; Deffontaines, L.; Plet, J.; Lesueur-Jannoyer, M.; Poulenard, J., 2021. Evidence of Chlordecone Resurrection by Glyphosate in French West Indies. *Environmental Science & Technology*, 55 (4): 2296-2306. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c05207

Santos, M.J.G.; Ferreira, M.F.L.; Cachada, A.; Duarte, A.C.; Sousa, J.P., 2012. Pesticide application to agricultural fields: effects on the reproduction and avoidance behaviour of Folsomia candida and Eisenia andrei. *Ecotoxicology*, 21 (8): 2113-2122. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0963-7

Silva, V.; Mol, H.G.J.; Zomer, P.; Tienstra, M.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils - A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653: 1532-1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Silva, V.; Montanarella, L.; Jones, A.; Fernandez-Ugalde, O.; Mol, H.G.J.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2018. Distribution of glyphosate and aminomethylphosphonic acid (AMPA) in agricultural topsoils of the European Union. *Science of the Total Environment*, 621: 1352-1359. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.093

Smedbol, E.; Gomes, M.P.; Paquet, S.; Labrecque, M.; Lepage, L.; Lucotte, M.; Juneau, P., 2018. Effects of low concentrations of glyphosate-based herbicide factor 540 (R) on an agricultural stream freshwater phytoplankton community. *Chemosphere*, 192: 133-141. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.10.128

Stachowski-Haberkorn, S.; Becker, B.; Marie, D.; Haberkorn, H.; Coroller, L.; de la Broise, D., 2008. Impact of Roundup on the marine microbial community, as shown by an in situ microcosm experiment. *Aquatic Toxicology*, 89 (4): 232-241. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.07.004

Stachowski-Haberkorn, S.; Soudant, P.; Beker, B., 2010. *TOPHYPAC : Tolérance des communautés phytoplanctoniques aux phytosanitaires dans le panache de la Charente Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des pesticides* Rapport Ifremer, 57.

Stokely, T.D.; Kormann, U.G.; Verschuyl, J.; Kroll, A.J.; Frey, D.W.; Harris, S.H.; Mainwaring, D.; Maguire, D.; Hatten, J.A.; Rivers, J.W.; Fitzgerald, S.; Betts, M.G., 2021. Experimental evaluation of herbicide use on biodiversity, ecosystem services and timber production trade-offs in forest plantations. *Journal of Applied Ecology*: 15. http://dx.doi.org/10.1111/1365-2664.13936

Sviridov, A.V.; Shushkova, T.V.; Ermakova, I.T.; Ivanova, E.V.; Epiktetov, D.O.; Leontievsky, A.A., 2015. Microbial Degradation of Glyphosate Herbicides (Review). *Applied Biochemistry and Microbiology*, 51 (2): 188-195. https://doi.org/10.1134/s0003683815020209

Sylwestrzak, Z.; Zgrundo, A.; Pniewski, F., 2021. Ecotoxicological Studies on the Effect of Roundup(R) (Glyphosate Formulation) on Marine Benthic Microalgae. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (3): 16. http://dx.doi.org/10.3390/ijerph18030884

Szekacs, A.; Darvas, B., 2018. Re-registration Challenges of Glyphosate in the European Union. *Frontiers in Environmental Science*, 6: 35. http://dx.doi.org/10.3389/fenvs.2018.00078

Thouzeau, G.; Chauvaud, L.; Durand, G.; Patris, T.; Glemarec, M., 2001. Impact of anthropogenic pollutants on marine benthic organisms: using biological indicators and monitoring networks to trace perturbations. *Oceanis*, 27 (2): 177-214.

Todorovic, G.R.; Mentler, A.; Popp, M.; Hann, S.; Kollensperger, G.; Rampazzo, N.; Blum, W.E.H., 2013. Determination of Glyphosate and AMPA in Three Representative Agricultural Austrian Soils with a HPLC-MS/MS Method. *Soil & Sediment Contamination*, 22 (3): 332-350. https://doi.org/10.1080/15320383.2013.726296

Union européenne, 2019. Règlement (UE) n°1381/2019 du Parlement européen et du Conseil du 20 juin 2019 relatif à la transparence et à la pérennité de l'évaluation des risques de l'Union dans la chaîne alimentaire, et modifiant les règlements (CE) n°178/2002, (CE) n°1829/2003, (CE) n°1831/2003, (CE) n°2065/2003, (CE) n°1935/2004, (CE) n 1331/2008, (CE) n 1107/2009, (UE) 2015/2283 et la directive 2001/18/CE (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *JO L 231 du 6.9.2019, p. 1–28*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32019R1381

Valle, A.L.; Mello, F.C.C.; Alves-Balvedi, R.P.; Rodrigues, L.P.; Goulart, L.R., 2019. Glyphosate detection: methods, needs and challenges. *Environmental Chemistry Letters*, 17 (1): 291-317. https://doi.org/10.1007/s10311-018-0789-5

Vannini, A.; Guarnieri, M.; Backor, M.; Bilova, I.; Loppi, S., 2015. Uptake and toxicity of glyphosate in the lichen Xanthoria parietina (L.) Th. Fr. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122: 193-197. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.07.030

Vargas, R.P.F.; Saad, J.F.; Graziano, M.; Afonso, M.D.; Izaguirre, I.; Cataldo, D., 2019. Bacterial composition of the biofilm on valves of Limnoperna fortunei and its role in glyphosate degradation in water. *Aquatic Microbial Ecology*, 83 (1): 83-94. http://dx.doi.org/10.3354/ame01907

Vera, M.S.; Trinelli, M.A., 2021. First evaluation of the periphyton recovery after glyphosate exposure. *Environ Pollut*, 290: 117998. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117998

Vereecken, H., 2005. Mobility and leaching of glyphosate: a review. *Pest Management Science*, 61 (12): 1139-1151. https://doi.org/10.1002/ps.1122

Wang, C.; Lin, X.; Li, L.; Lin, L.X.; Lin, S.J., 2017. Glyphosate Shapes a Dinoflagellate-Associated Bacterial Community While Supporting Algal Growth as Sole Phosphorus Source. *Frontiers in Microbiology*, 8: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2017.02530

Watts, C.; Thornburrow, D.; Cave, V., 2016. Responses of invertebrates to herbicide in Salix cinerea invaded wetlands: Restoration implications. *Ecological Management & Restoration*, 17 (3): 243-249. http://dx.doi.org/10.1111/emr.12223

Zhao, Q.; Huang, M.Y.; Liu, Y.; Wan, Y.Y.; Duan, R.Y.; Wu, L.F., 2021. Effects of atrazine short-term exposure on jumping ability and intestinal microbiota diversity in male Pelophylax nigromaculatus adults. *Environmental Science and Pollution Research*, 28 (27): 36122-36132. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-021-13234-9

Focus 6. Fongicides inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI)

Auteur : Stéphane Pesce

1. Présentation des SDHI

Les inhibiteurs de la succinate déshydrogénase (SDHI - *Succinate DeHydrogenase Inhibitors*) sont des fongicides à large spectre. De par leur mode d'action, ils inhibent le fonctionnement de la chaîne respiratoire. Ils sont utilisés depuis une vingtaine d'années pour le traitement des maladies fongiques des céréales, de la vigne, des vergers, des légumes et des plantes ornementales. Certaines formulations à base de SDHI sont également vendues pour leurs propriétés nématicides.

À ce jour, onze substances actives de la famille des SDHI entrent dans la composition de produits phytopharmaceutiques autorisés en France (benzovindiflupyr, bixafen, boscalid, carboxine, fluopyram, flutolanil, fluxapyroxad, isofetamid, isopyrazam, penthiopyrad, sedaxane). Les substances les plus anciennes font partie de la famille chimique des cis-crotoanilides (ex. boscalid et fluorypam), les plus récentes appartiennent à la famille des méthyl-pyrazole carboximides (ex. bixafen et penthiopyrad).

2. Contamination des milieux par les SDHI

Sur la base du corpus analysé dans le cadre de cette ESCo, il apparait que, parmi les SDHI, seul le boscalid a été recherché dans des sols prélevés en France. Il fait partie des PPP les plus retrouvés par Pelosi *et al.* (2021) dans les sols de surface prélevés dans les Deux-Sèvres (85%). La concentration la plus élevée, environ 1200 µg/kg dans des sols cultivés en céréales, correspondait à plus de deux fois la dose agronomique recommandée. Dans cette même étude, les fréquences de détection et concentrations du boscalid dans les sols de prairie ou ceux prélevés en zone boisée étaient inférieures à celles des sols céréaliers, mais sans que les différences ne soient significatives. A une échelle géographique plus large, Silva *et al.* (2019) ont quantifié le boscalid dans 87% de 317 sols prélevés en Europe, avec des concentrations comprises entre 40 et 410 µg/kg. Ces sols incluaient des sols français, dans lesquels le boscalid était souvent associé à différents PPP. Etudiant 29 espèces ou variétés de plantes mellifères, Lentola *et al.* (2017) ont détecté le boscalid dans les feuilles d'environ la moitié de celles-ci, à une concentration moyenne de 37 ng/g.

La contamination des environnements terrestres par le boscalid (ou d'autres SDHI) peut engendrer une contamination du biote. Ainsi, ce fongicide a été détecté dans 13% des vers de terre prélevés dans les sols par Pelosi *et al.* (2021), à une concentration maximale de 19,8 ng/g. Il a également été détecté, ainsi que deux de ses produits de transformation (hydroxylé ou déchloré), dans des abeilles collectées en 2015 en France dans des ruchers symptomatiques (avec mortalité ou comportements anormaux (Jabot *et al.*, 2016). Cette détection positive a concerné 10 des 37 ruches étudiées mais compte tenu des limites de quantification (LQ 0,1 ng/g), le boscalid n'a pu être quantifié que dans 3 d'entre elles, à des concentrations comprises entre 37,5 à 331,7 ng/g. Le produit de transformation le plus abondant était la forme hydroxylée, quantifiée dans 8 des 37 ruches à des concentrations comprises entre 0,2 et 36,3 ng/g. Le boscalid a aussi été un des PPP les plus retrouvés chez des abeilles prélevées en région Auvergne-Rhône-Alpes, avec une fréquence de détection de l'ordre de 14% et des concentrations variant entre 1 et 47,6 ng/g (Daniele *et al.*, 2018).

Le boscalid fait également partie des PPP les plus détectés en termes de fréquence (plus de 80% des individus) et/ou de concentrations (supérieures 10 ng/g avec parfois des concentrations supérieures à 100 ng/g) dans les poils de petits mammifères omnivores (mulot sylvestre) et insectivores (musaraigne musette) vivant en grandes cultures céréalières en France, et ce, quel que soit leur habitat (haies, cultures de céréales et prairies) ou les

pratiques agricoles (agriculture conventionnelle ou biologique) (Fritsch *et al.*, 2019). Ce fongicide a aussi été détecté dans un faible pourcentage d'oiseaux non rapaces (<5%) (Rial-Berriel *et al.*, 2021).

Les connaissances concernant la contamination des milieux aquatiques par les SDHI sont très fragmentaires et elles se limitent à deux substances, le boscalid et le fluopyram. Le premier a été détecté dans 88% des analyses réalisées en 2019 dans les eaux de surface d'un cours d'eau de tête de bassin agricole, avec des concentrations maximales de l'ordre de 100 ng/L (Le Cor *et al.*, 2021). Quant au fluopyram, il a été détecté dans une étude s'intéressant de 2016 à 2018 à la contamination des eaux de surface d'un cours d'eau en Martinique (Anckaert et Mottes, 2019). A notre connaissance, il n'existe pas de données concernant les fongicides SDHI en milieu marin.

Ces deux mêmes substances, boscalid et fluopyram, ont été détectées durant la Campagne Nationale Exploratoire de mesure des résidus de Pesticides dans l'air ambiant (CNEP). Dans le cadre de ce suivi, la fréquence de quantification du boscalid en métropole a été de l'ordre de 1% avec une concentration moyenne annuelle de 0,006 ng/m^3. Ce fongicide n'a pas été quantifié dans les territoires ultra-marins. La fréquence de détection du fluopyram et sa concentration moyenne annuelle étaient respectivement 4,3% et 0,019 ng/m^3 en métropole contre 3,8% et 0,056 ng/m^3 dans les territoires ultra-marins, avec des concentrations maximales supérieures à 1 ng/m^3 dans les deux cas.

3. Effets des SDHI sur la biodiversité et les fonctions écosystémiques

Quelques études suggèrent que les fongicides SDHI altèrent la structure, la diversité et l'activité des communautés microbiennes du sol. Santisima-Trinidad *et al*. (2018) ont appliqué les fongicides fluopyram et penthiopyrad sous forme de produits formulés, aux doses agronomiques, sur des plants de concombres cultivés en serre sur sol sableux. Après six applications successives à sept jours d'intervalle, des résidus des deux fongicides ont été détectés dans le sol deux mois après la dernière application. Ces applications ont entrainé des changements de la diversité des communautés microbiennes des sols, avec des effets plus importants dans la communauté fongique que dans la communauté bactérienne. Zhang *et al.* (2014) ont montré que le fluorypam appliqué au sol à la dose agronomique avait un temps de demi-vie de l'ordre de 64 jours, temps qui augmente avec la dose appliquée. Entre 7 et 90 jours après l'application, le fongicide a entrainé une diminution de la biomasse bactérienne et fongique et modifié la structure de ces communautés, en impactant par exemple le ratio gram-/gram+. Il a également modifié la diversité fonctionnelle des communautés, stimulé la respiration microbienne basale et la respiration induite, tout en augmentant le quotient métabolique. Toutefois, à la dose agronomique, la capacité métabolite globale des communautés, mesurée avec des plaques Biolog®, n'a pas été affectée. Les communautés microbiennes rhizosphériques semblent particulièrement sensibles à ces substances. Ainsi, Yang *et al*. (2012) ont démontré que quatre traitements successifs de boscalid à la dose agronomique diminuait la taille des nodules au sein de la rhizosphère du pois chiche, affectait la diversité des gènes *nifH* (codant pour des enzymes impliquées dans la fixation de l'azote atmosphérique) associés aux bactéries fixatrices d'azote, et augmentait la fixation d'azote. Plus récemment, Sun *et al*. (2020) ont étudié l'impact du fluorypam sur le rhizobiome du piment d'ornement. Dans cette étude, le fongicide, qui a présenté une durée de demi-vie de l'ordre de 5 jours, a stimulé la croissance des plantules et augmenté le nombre de bactéries solubilisatrices du P ainsi que l'abondance des gènes *nifH*.

La sensibilité des microorganismes aux SDHI peut avoir des conséquences sur les macroorganismes, à travers des effets sur le microbiote. Ainsi, Paris *et al*. (2020) ont montré que l'application de boscalid et d'un autre fongicide (carboxamide) n'a pas eu d'effet sur les abeilles domestiques saines, tandis qu'elle a entraîné leur mortalité lorsque celles-ci étaient infectées par le parasite *Nosema ceranae*. Ce type d'effet est associé à une altération du microbiote des abeilles parasitées et exposées aux fongicides.

De plus, il est important de noter qu'il existe une littérature abondante concernant l'acquisition de résistance aux SDHI par des populations fongiques pathogènes cibles (ex. Sang et Lee Hyang, 2020 ; Hawkins et Fraaije, 2021).

Cela questionne donc sur ce type d'adaptation au sein des communautés fongiques non cibles et de ses conséquences sur leur biodiversité et les fonctions écosystémiques auxquelles elles contribuent.

Certains SDHI sont vendus pour leurs propriétés nématicides. Thoden *et al*. (2021) suggèrent que l'utilisation de Salibro (une formulation à base de fluazaindolizine) est une meilleure option que deux autres formulations contenant respectivement du fluensulfone ou du fluopyrame pour la gestion des nématodes lorsque l'utilisation de nématicides chimiques est nécessaire. Leur constat repose sur la mise en évidence d'un impact plus limité de cette formulation, en comparaison aux deux autres, sur différents traits de vie des populations de nématodes non cibles présentes dans le sol. Cependant, les résultats sont contrastés selon les études puisque Kawanobe *et al.* (2019) n'ont trouvé aucun effet du fluensulfone sur les populations de nématodes libres non cibles. De même, Grabau *et al*. (2020) ont constaté que le fluopyrame n'affectait aucun groupe trophique de nématodes libres ou de genres individuels tandis que Waldo *et al*. (2019) ont montré dans des systèmes de gazon que ce nématicide avait un impact substantiel sur les nématodes non ciblés.

Il n'existe par ailleurs que très peu d'études concernant l'impact de ces substances sur la biodiversité des autres macroorganismes et les fonctions écosystémiques auxquelles ils contribuent.

4. Conclusions

L'analyse du corpus mobilisé dans cette ESCo fait apparaitre un nombre très restreint d'études concernant les SDHI, mettant ainsi en évidence un déficit de connaissances scientifiques sur la contamination des milieux par ces substances et les effets qui en découlent sur la biodiversité et les fonctions et services écosystémiques.

L'analyse de la littérature suggère toutefois que lorsqu'ils sont recherchés, les SDHI, et en particulier le boscalid, sont fréquemment quantifiés dans les différents compartiments de l'environnement. Cela engendre notamment des effets sur les microorganismes (y compris dans le microbiote de certains organismes) et les populations de nématodes non ciblés par les usages de ces substances. Cependant, les connaissances sur ces différents effets restent très fragmentaires.

Références bibliographiques

Anckaert, R.; Mottes, C., 2019. *Caractérisation des évolutions des concentrations en pesticides dans les eaux de surface du bassin versant du Galion en Martinique : résultats sur trois années de suivi. Plan Chlordécone 3 : Action 18. Sous-action « Fonctionnement des bassins versants ». CIRAD.*

Daniele, G.; Giroud, B.; Jabot, C.; Vulliet, E., 2018. Exposure assessment of honeybees through study of hive matrices: analysis of selected pesticide residues in honeybees, beebread, and beeswax from French beehives by LC-MS/MS. *Environmental Science and Pollution Research*, 25 (7): 6145-6153. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-017-9227-7

Fritsch, C.; Coeurdassier, M.; Raoul, F.; Scheifler, R.; Burkart, L.; Hardy, E.M., 2019. Exposition des micromammifères aux pesticides actuellement utilisés : différences entre espèces, rôle de l'habitat et du paysage. *49e Congrès du Groupe Français de Recherche sur les Pesticides, 21-24 mai 2019.* Montpellier, France, Poster, 1 p. http://www.gfpesticides.org/bdd_fichiers/4087c8959da3be9923f9c1ec367d8e6fd1dde2696dd.pdf

Grabau, Z.J.; Mauldin, M.D.; Habteweld, A.; Carter, E.T., 2020. Nematicide efficacy at managing Meloidogyne arenaria and non-target effects on free-living nematodes in peanut production. *Journal of Nematology*, 52: 10. http://dx.doi.org/10.21307/jofnem-2020-028

Hawkins, N.J.; Fraaije, B.A., 2021. Contrasting levels of genetic predictability in the evolution of resistance to major classes of fungicides. *Molecular Ecology*, 30 (21): 5318-5327. http://dx.doi.org/10.1111/mec.15877

Jabot, C.; Daniele, G.; Giroud, B.; Tchamitchian, S.; Belzunces, L.P.; Casabianca, H.; Vulliet, E., 2016. Detection and quantification of boscalid and its metabolites in honeybees. *Chemosphere*, 156: 245-251. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.04.135

Kawanobe, M.; Toyota, K.; Fujita, T.; Hatta, D., 2019. Evaluation of Nematicidal Activity of Fluensulfone against Non-Target Free-Living Nematodes under Field Conditions. *Agronomy-Basel*, 9 (12): 16. http://dx.doi.org/10.3390/agronomy9120853

Le Cor, F.; Slaby, S.; Dufour, V.; Iuretig, A.; Feidt, C.; Dauchy, X.; Banas, D., 2021. Occurrence of pesticides and their transformation products in headwater streams: Contamination status and effect of ponds on contaminant concentrations. *Science of the Total Environment*, 788: 13. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147715

Lentola, A.; David, A.; Abdul-Sada, A.; Tapparo, A.; Goulson, D.; Hill, E.M., 2017. Ornamental plants on sale to the public are a significant source of pesticide residues with implications for the health of pollinating insects. *Environmental Pollution*, 228: 297-304. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.03.084

Paris, L.; Peghaire, E.; Mone, A.; Diogon, M.; Debroas, D.; Delbac, F.; El Alaoui, H., 2020. Honeybee gut microbiota dysbiosis in pesticide/parasite co-exposures is mainly induced by Nosema ceranae. *Journal of Invertebrate Pathology*, 172: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2020.107348

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Rial-Berriel, C.; Acosta-Dacal, A.; Zumbado, M.; Henríquez-Hernández, L.A.; Rodríguez-Hernández, Á.; Macías-Montes, A.; Boada, L.D.; Travieso-Aja, M.d.M.; Martin Cruz, B.; Luzardo, O.P., 2021. A Method Scope Extension for the Simultaneous Analysis of POPs, Current-Use and Banned Pesticides, Rodenticides, and Pharmaceuticals in Liver. Application to Food Safety and Biomonitoring. *Toxics*, 9 (10): 238. http://dx.doi.org/10.3390/toxics9100238

Sang, H.; Lee Hyang, B., 2020. Molecular Mechanisms of Succinate Dehydrogenase Inhibitor Resistance in Phytopathogenic Fungi. *Research in Plant Disease*, 26 (1): 1-7. https://doi.org/10.5423/RPD.2020.26.1.1

Santisima-Trinidad, A.B.L.; Montiel-Rozas, M.D.; Diez-Rojo, M.A.; Pascual, J.A.; Ros, M., 2018. Impact of foliar fungicides on target and non-target soil microbial communities in cucumber crops. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 166: 78-85. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.09.074

Silva, V.; Mol, H.G.J.; Zomer, P.; Tienstra, M.; Ritsema, C.J.; Geissen, V., 2019. Pesticide residues in European agricultural soils - A hidden reality unfolded. *Science of the Total Environment*, 653: 1532-1545. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.441

Sun, T.; Li, M.Y.; Saleem, M.; Zhang, X.Y.; Zhang, Q.M., 2020. The fungicide "fluopyram" promotes pepper growth by increasing the abundance of P-solubilizing and N-fixing bacteria. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 188: 7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109947

Thoden, T.C.; Alkader, M.A.; Wiles, J.A., 2021. Biological attributes of Salibro (TM), a novel sulfonamide nematicide. Part 2: Impact on the fitness of various non-target nematodes. *Nematology*, 23 (3): 287-303. http://dx.doi.org/10.1163/15685411-bja10041

Waldo, B.D.; Grabau, Z.J.; Mengistu, T.M.; Crow, W.T., 2019. Nematicide effects on non-target nematodes in bermudagrass. *Journal of Nematology*, 51: 12. http://dx.doi.org/10.21307/jofnem-2019-009

Yang, C.; Hamel, C.; Vujanovic, V.; Gan, Y., 2012. Nontarget effects of foliar fungicide application on the rhizosphere: diversity of nifH gene and nodulation in chickpea field. *Journal of Applied Microbiology*, 112 (5): 966-974. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2012.05262.x

Zhang, Y.; Xu, J.; Dong, F.S.; Liu, X.G.; Wu, X.H.; Zheng, Y.Q., 2014. Response of microbial community to a new fungicide fluopyram in the silty-loam agricultural soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 108: 273-280. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.07.018

Focus 7. Cuivre

Auteur : Stéphane Pesce

1. Origine de la contamination par le cuivre

Parmi les PPP, le cuivre a une place à part. Bien qu'il soit un oligo-élément essentiel pour les organismes (incluant l'être humain), il est utilisé en agriculture depuis le XIXe siècle sous forme de composé cuivrique. Aujourd'hui, son usage concerne à la fois l'agriculture conventionnelle et l'agriculture biologique mais il n'est pas sur la liste des produits de biocontrôle, pour cause de toxicité environnementale. Son utilisation principale comme PPP en agriculture, mais aussi en usage non agricole incluant les JEVI, concerne son activité fongicide. Toutefois, son activité herbicide, algicide et bactéricide est également reconnue. Compte tenu de son large spectre d'action, il est donc utilisé comme biocide pour de nombreuses applications, notamment dans le cadre des traitements antisalissures (ou *antifouling* en anglais). Par ailleurs, il est naturellement présent dans la plupart des compartiments de l'environnement puisqu'il est un constituant important des fonds géochimiques. De ce fait, cet élément trace métallique est détecté dans l'ensemble des écosystèmes où il peut être parfois issu de sources très variées.

Concernant spécifiquement son usage comme PPP, des réductions importantes des quantités de cuivre autorisées ont été validées ces dernières années, notamment dans le cadre du règlement d'exécution (UE) 2018/1981 de la Commission du 13 décembre 2018 (2018). Ce règlement renouvelle l'approbation des substances actives « composés de cuivre » comme substances pour lesquelles une substitution est envisagée, conformément au règlement (CE) n°1107/2009 concernant la mise sur le marché des PPP (2009), et modifiant l'annexe du règlement d'exécution (UE) n°540/2011 de la Commission (2011). Depuis le 1er février 2019, la dose maximale de cuivre homologuée pour l'agriculture conventionnelle comme biologique est ainsi passée de 6 kg/ha/an à 4 kg/ha/an, en se basant sur des moyennes établies sur une période de sept ans (soit au maximum 28 kg/ha sur l'ensemble de cette période).

2. Contamination des milieux par le cuivre

2.1. Contamination des sols

D'après Ballabio *et al.* (2018), les teneurs moyennes en cuivre dans les couches de surfaces des sols européens sont de 49 mg/kg avec une forte variabilité suivant les pays. **Les sols français présentent les concentrations moyennes les plus élevées (91 mg/kg)**. La teneur en cuivre des sols français a été cartographiée par le Réseau de Mesures de la Qualité des Sols (RMQS) lors d'une première campagne de prélèvements (2002-2009), basée sur une grille systématique de 16x16 km couvrant la totalité du territoire métropolitain. Les suivis menés dans le cadre du RMQS s'appuient sur la méthode normalisée d'extraction du cuivre à partir de la matrice sol, qui permet d'en déterminer la teneur totale (NF X31-147, AFNOR, 1996). Ils ont permis de démontrer que **les sols viticoles sont particulièrement contaminés par ce métal**. Dans ce type d'agrosystèmes, l'association du cuivre aux différents constituants du sol, sa disponibilité, ses formes induisant une toxicité, la variation de sa concentration selon la profondeur, la pente des parcelles et l'historique d'usage de bouillie bordelaise (forme commerciale fabriquée à partir d'eau, de sulfate de cuivre et de chaux éteinte, utilisée contre le mildiou de la vigne depuis la fin du 19e siècle) ont été analysés dans la revue de Komarek *et al.* (2010). Les concentrations totales dans les sols (voir pour détail Chapitre 4, Tableau 4-1.) peuvent dépasser 200 mg/kg, voire ponctuellement 1 000 mg/kg (Flores Velez *et al.*, 1996; Michaud *et al.*, 2007). La contamination des sols de vignobles par le cuivre dépend fortement du climat, qui module la probabilité de développement du mildiou et donc l'utilisation de bouillie bordelaise. Par exemple, les sols de vignobles méditerranéens contiennent des teneurs inférieures à ceux de Champagne (Brun *et al.*, 1998; Besnard *et al.*, 2001).

A partir de bases de données issues du RMQS, **la contamination des sols par le cuivre a été mise en évidence sur l'ensemble du territoire français** (Saby *et al.*, 2009; 2011; El Hadri *et al.*, 2012). Cependant, cette contamination a plusieurs origines et **la contribution relative des différents types de cultures à celle-ci est variable selon les régions et l'occupation des sols**. Ainsi, d'après les études précitées, la viticulture est probablement l'origine principale du cuivre présent dans les sols en Nouvelle Aquitaine (ex-Aquitaine), Occitanie (ex-Languedoc-Roussillon) et Grand-Est (ex-Alsace), alors qu'en Bretagne l'amendement du lisier de porc joue un rôle important dans la contamination du sol par le cuivre. De façon moins marquée, l'usage en arboriculture de fongicides ou de boues de stations d'épuration (STEP) et lisiers porcins peut intervenir, voire être significatif dans la contamination des sols de vergers du Lot-et-Garonne. A l'échelle européenne, les cultures d'olives et les vergers présentent aussi des niveaux élevés de cuivre dans le sol ; le niveau étant d'autant plus élevé que le climat est humide et donc les traitements antifongiques fréquents (Ballabio *et al.*, 2018).

Dans certaines régions, telles que l'Auvergne-Rhône-Alpes (ex-Auvergne), le cuivre d'origine géologique peut représenter la source principale de ce métal dans les sols. Selon El Hadri *et al*. (2012), le ratio entre le cuivre total et le cuivre extrait à l'EDTA (acide éthylènediaminetétraacétique, qui est un agent chélatant) peut être considéré comme un marqueur de l'origine du cuivre, plus élevé dans le cas d'une origine géochimique et plus faible quand l'apport est anthropique. Réalisant un suivi à une échelle cantonale, ces auteurs ont ainsi démontré que 75% de la variance des concentrations de cuivre extrait à l'EDTA mesurées dans la couche superficielle du sol (0-30 cm) pouvaient être expliqués par le pourcentage de surface agricole utile en vigne (Chapitre 4, Figures 4-6. et 4-7.).

Pour les JEVI, les connaissances de la contamination des sols par le cuivre sont très limitées. Concernant les jardins privés, Muratet *et al*. (2015) ont recueilli entre 2009 et 2011 les déclarations d'usage de PPP fournies par plusieurs milliers de particuliers propriétaires de jardins, répartis dans toute la France. Cependant, ces déclarations ont été considérées comme très largement sous-estimées. Dans une autre enquête antérieure, Blanchoud *et al.* (2004) ont trouvé que 80% de l'usage de PPP par des particuliers concernait le chlorate de sodium et le sulfate de cuivre, utilisé très majoritairement sous forme de bouillie bordelaise. Dans une étude plus récente, les métaux contenus dans le sol de surface de jardins familiaux urbains issus de 104 sites répartis dans trois villes françaises (Grand Nancy, Nantes et Marseille) ont été analysés (Joimel *et al.*, 2021). La teneur en cuivre total était supérieure dans les jardins traités par de la bouillie bordelaise (78 mg/kg en moyenne) par rapport aux sols non traités (49 mg/kg). A pratiques constantes, la concentration en cuivre dans les sols des jardins français pourrait quasiment doubler dans les 100 prochaines années (Zhong *et al.*, 2021).

Le transfert du cuivre dans les sols est très dépendant du pH, un pH acide facilitant son export à travers le transport particulaire. Son transfert par infiltration est plus important dans les sols sableux que dans les sols argileux. Plusieurs types d'organismes peuvent aussi influencer son devenir dans les sols (Komarek *et al.*, 2010; Mackie *et al.*, 2012). Certaines plantes l'accumulent. Le cuivre fixé dans les plantes est généralement insoluble (Mackie *et al.*, 2012; Mir *et al.*, 2021). Récemment, Cesco *et al*. (2021) ont cependant rapporté que les plantes pérennes pouvaient exsuder le cuivre au niveau racinaire, limitant ainsi sa concentration dans la plante mais entraînant un relargage dans le sol. La complexité de la dynamique de la rhizosphère souligne que la gestion du sol dans des cultures pérennes nécessite plus de connaissances appropriées sur le système sol-plante et sa dynamique, sans omettre le rôle des microorganismes, dont certains peuvent accroître la solubilité du Cu. Des organismes invertébrés tels les vers de terre, sont capables de l'immobiliser en le séquestrant dans leurs tissus (Mackie *et al.*, 2012; Zeb *et al.*, 2020).

Différentes pratiques sont utilisées pour la remédiation des sols contaminés au cuivre comme l'ajout d'agents chélateurs (ex : EDTA) ou de biochar (charbon d'origine végétale obtenu par pyrolyse de biomasse des matières organiques d'origine diverse) qui réduirait de 96% le cuivre des sols pollués (Mir *et al.*, 2021). Des pratiques biologiques ont également été évaluées, notamment celles faisant appel à de la phytoextraction (séquestration par des plantes).

2.2. Contamination des milieux aquatiques

Les concentrations en cuivre dans les milieux aquatiques continentaux sont de l'ordre de quelques µg/L à quelques dizaines de µg/L dans les eaux de surface, et de l'ordre de plusieurs dizaines à plusieurs centaines de mg/kg dans les sédiments. La majorité des études scientifiques concernant la contamination des milieux aquatiques continentaux par le cuivre en France, suite à son utilisation comme PPP, ont été réalisées dans des territoires viticoles. En étudiant dans une rivière viticole du sud de la France la composition isotopique du cuivre pour identifier son origine (à partir du dosage de différents isotopes stables, donc non radioactifs, du cuivre), El Azzi *et al*. (2013) ont ainsi estimé que plus de 75% de la concentration totale de ce métal mesurée dans les sédiments et les matières en suspension provenaient de sources anthropiques. Ce constat rejoint l'étude de Van der Perk *et al*. (2006), qui a démontré que l'érosion des sols viticoles est une source importante de pollution des milieux aquatiques par le cuivre dans les régions viticoles méditerranéennes. Les quantités de cuivre exportées depuis les deux parcelles de vignes étudiées étaient en moyenne de 0,74 kg Cu/ha/an et de 1,02 kg/ha/an. La valeur supérieure était observée pour la parcelle de vigne présentant une pente plus forte. Cette étude a été corroborée par la cartographie des potentiels transferts du cuivre de sols de vignes vers les eaux, réalisée récemment à l'échelle européenne (Droz *et al.*, 2021). Les alternances de précipitations et de périodes d'aridité (comme dans la région méditerranéenne) induisent un risque supérieur de transfert, surtout si la teneur en matière organique du sol est faible et la pente importante. Dans le Beaujolais, Rabiet *et al*. (2015) ont estimé que 70% de l'export « basal » du cuivre avait lieu en phase dissoute. Toutefois, lors d'évènements pluvieux intenses, les mêmes auteurs observent que la fraction particulaire devient dominante pour le transfert de ce métal (74-80%) et que l'abondance de particules lors de ces évènements conduit à un transfert très important dans un temps bref (en cumul, plus de 90% sur moins de 17% du temps d'observation). Dans le contexte viticole alsacien, l'intensité des précipitations favorise plutôt le transfert du cuivre par ruissellement (Imfeld *et al.*, 2020).

Dans le milieu marin, le cuivre est suivi depuis de longues années à travers différents programmes de surveillance. Dans ce cadre, il est détecté dans l'eau de surface, le sédiment et le biote. Dans ce milieu, le cuivre ne fait pas l'objet de seuil règlementaire mais d'un seuil d'évaluation de concentration ambiante ou de fond (BAC ; *background assessment concentrations*) qui correspond à un seuil relatif pour indiquer un niveau de concentration élevé en l'absence de seuil validé dans le biote. Sur la base de dosages de cuivre réalisés sur l'huître creuse (*Crassostrea gigas*), huit masses d'eau du Golfe de Gascogne dépassent significativement ce seuil, principalement au sud de La Rochelle. Les crevettes et pétoncles du Golfe de Gascogne possèdent également les plus fortes teneurs en cuivre dans la littérature sur les eaux marines françaises avec notamment des concentrations dépassant 300 mg/kg dans les pétoncles (Chapitre 4, Tableau 4-14.). La littérature scientifique traitant des données sur les teneurs en cuivre dans le biote marin est relativement large puisqu'elle concerne 11 espèces incluant des producteurs primaires (herbiers), des invertébrés (échinodermes, crustacés, mollusques), et des poissons (poissons plats vivant au contact des sédiments : flets, limandes, ou super-prédateurs : congres/anguilles). Cependant, les études ne précisent pas toujours quelle est la fraction analysée au sein des organismes (chair totale, foie, muscle, etc.) ou encore si la concentration est exprimée en poids sec ou humide, ce qui rend parfois complexe les comparaisons inter-espèces des données de contamination (Tableau 4-14.).

A l'échelle du littoral français, la teneur sédimentaire maximale en cuivre a été mesurée au niveau de la station de Cortiou en Méditerranée, au droit de l'émissaire en mer de l'agglomération marseillaise (943,7 mg/kg sédiment sec ; Tableau 4-12.). **L'usage biocide (usages domestiques, urbains et dans les peintures anti-salissures) est probablement majoritairement responsable de ces fortes concentrations en cuivre dans le compartiment sédimentaire,** qui sont observées également, mais dans une moindre mesure, en rade de Toulon (max : 170 mg/kg sédiment sec). Il est intéressant de constater que ces concentrations sont parfois supérieures à celles mesurées dans des sols de parcelles viticoles traitées au cuivre (voir section 2.1).

Etudiant la contamination en cuivre du bouchon vaseux de l'estuaire de la Gironde, Petit *et al*. (2013) ont montré que la méthode de fractionnement isotopique était pertinente pour contribuer à la discrimination des apports liés à l'utilisation du cuivre en tant que fongicide agricole de ceux issus des rejets de STEP de la ville de Bordeaux et des

sources naturelles. Cependant, des travaux complémentaires sont nécessaires pour expliquer certaines variations observées de son rapport isotopique le long de l'estuaire ou discriminer certaines signatures (Araujo *et al.*, 2021).

Pour les DROM, l'essentiel de la bibliographie du cuivre dans le biote concerne la Polynésie française et la Nouvelle Calédonie, les Antilles et l'Océan Indien étant moins représentées. Les teneurs maximales en cuivre rapportées dans le biote des DROM fluctuent entre 0,5 et environ 1 000 mg/kg poids sec. Les espèces commerciales du Pacifique (crevettes, mollusques) mais aussi les poissons sont bien représentés parmi les organismes étudiés et seuls les mammifères semblent véritablement faire défaut. Les teneurs en cuivre dans le biote de Polynésie française et de Nouvelle Calédonie semblent globalement du même ordre de grandeur que celles observées en métropole, et elles sont même inférieures à ces dernières dans le Pacifique en ce qui concerne les coquillages. Ce type de comparaison reste cependant limité étant donné que les espèces ne sont pas les mêmes selon les zones géographiques étudiées. Fey *et al*. (2019) indiquent que le cuivre est peu enclin à se bioamplifier dans les écosystèmes des récifs coralliens puisque les concentrations mesurées dans les niveaux supérieurs des réseaux trophiques de ces milieux sont relativement faibles, tandis que les invertébrés (bivalves, gastéropodes, crustacés) sont les espèces qui bioconcentrent le plus ce métal. De manière non exclusive, l'absence de bioamplification peut s'expliquer soit par la mise en place de processus de métabolisation/régulation chez certaines espèces, soit par une diminution de l'efficacité d'assimilation de ce métal le long de la chaîne trophique.

La variété des usages actuels du cuivre et la capacité de certains organismes sentinelles (ex. : moules) à réguler ce métal rendent complexes l'analyse de l'évolution temporelle de la contamination du milieu marin par cet élément. Malgré un doublement de sa production totale mondiale entre 1980 et 2013, les concentrations en cuivre restent globalement stables dans les mollusques du littoral. Elles augmentent parfois sur quelques masses d'eau mais elles ont eu aussi tendance à diminuer entre 1996 et 2017 dans les sédiments de certaines lagunes méditerranéennes (Viols, 2019). En Polynésie française, Bernagout *et al*. (2012) soulignent également une diminution significative des teneurs en cuivre dans les sédiments du port de Papeete (Tahiti), d'un facteur 10 en moyenne entre des données ponctuelles acquises en 1984, 1986, 1993 et 2012, sans toutefois identifier réellement la cause de cette tendance.

2.2. Contamination de l'air par le cuivre

Le cuivre n'a pas été recherché lors de la campagne nationale exploratoire de mesure des résidus de pesticides dans l'air ambiant (CNEP) réalisée en 2018-2019 et il n'est pas inclus dans la Base de Données PhytAtmo. Il n'existe donc pas à ce jour de données exploitables pour caractériser la contamination de l'air par ce métal en lien avec l'activité agricole. Ce manque de connaissance sera en partie comblé par les résultats de l'étude PestiRiv, soutenue par Santé publique France et l'Anses, qui vise actuellement à explorer la potentielle surexposition des riverains de zones viticoles.

3. Effets du cuivre sur la biodiversité

En milieux terrestre et aquatique, le niveau de connaissance concernant les effets du cuivre sur la biodiversité est très hétérogène entre les différents types d'organismes. En effet, les études à ce sujet concernent en très grande majorité les microorganismes et il n'existe qu'une quantité limitée de travaux concernant les végétaux supérieurs, les invertébrés et les vertébrés aquatiques.

A la différence des intrants de synthèse, le cuivre n'est pas transformé par des réactions biotiques et, par conséquent, il ne suit pas une cinétique de dissipation mais une cinétique d'accumulation posant la question de sa toxicité vis-à-vis des organismes vivant dans le sol, y compris les microorganismes. Le cuivre est un oligoélément essentiel à la vie cellulaire. Il intervient notamment dans la respiration (pigment des organismes à hémocyanine), l'immunité innée, la formation de structures extracellulaires comme le byssus, la coquille de mollusques, etc. (Zhang *et al.*, 2006). Chez les plantes supérieures et les algues, cet élément trace métallique joue un rôle clé dans

la structure des protéines et le métabolisme cellulaire (Masmoudi *et al.*, 2013). Le cuivre intervient notamment dans la fonction photosynthétique, dans le système antioxydant, dans la réponse à la carence en fer, etc. Toutefois, en excès, la phytotoxicité de cet élément est largement documentée et elle a été par exemple mise à profit dans la limitation des efflorescences cyanobactériennes toxiques (Kibuye *et al.*, 2021).

3.1. Effets du cuivre sur la biodiversité en milieu terrestre

L'analyse du corpus n'a pas permis de mettre en évidence des effets non intentionnels du cuivre sur les végétaux supérieurs, lorsque celui-ci est utilisé comme PPP. Par exemple, Simonin *et al*. (2018) n'ont pas observé d'effet de traitements avec des PPP à base de cuivre sous forme de nanoparticules (30 mg/m² de formulation Kocide contenant 26,5% de cuivre, sous forme de sel de l'hydroxyde) sur des espèces végétales non cibles. Les rares travaux qui abordent les effets du cuivre sur les plantes à travers la réponse des microorganismes symbiotiques associés aux racines suggèrent un possible impact. Ainsi, Sharaff et Archana (2015) ont montré des effets négatifs du cuivre ($CuSO_4$ mg/kg de sol) sur la diversité rhizobactérienne de plants de haricot mungo (*Vigna radiata*). Cependant, il n'est pas possible à ce jour de généraliser ce type de résultat. Par ailleurs, étudiant des sols prélevés dans 18 terrains de golf anglais exposés régulièrement à des fongicides de synthèse et minéraux (dont le cuivre, qui présentait des concentrations entre 1 et 9 mg/kg dans ces sols), Bary *et al*. (2005) ont montré que ni le cuivre ni les fongicides de synthèse n'affectaient l'établissement de la colonisation racinaire de *Poa annua* (pâturin annuel envahissant) par des champignons endomycorhiziens, qui était faible mais existante. Une étude très récente sur un essai long terme de contamination de sols agricoles au cuivre a montré par séquençage que l'abondance relative des champignons mycorhiziens augmente progressivement (selon la quantité de cuivre dans le sol) jusqu'à une concentration de 100 mg Cu/kg sol (améliorant alors l'absorption des nutriments par les plantes), mais inhibe progressivement à des concentrations plus élevées, jusqu'à atteindre une abondance plus faible que celle des témoins à 1 600 mg Cu/kg sol (Zhang *et al.*, 2022).

Bien que les connaissances à ce sujet soient également très lacunaires, on peut s'interroger aussi sur les effets délétères du cuivre sur les algues et cyanobactéries des sols. En effet, ce métal est connu pour impacter les microorganismes photosynthétiques en milieu aquatique (voir section 3.2). En milieu terrestre (sols agricoles amendés par des boues de station d'épuration), des travaux montrent que les cyanobactéries et leur activité nitrogénase sont affectées à des concentrations de cuivre (de l'ordre de 50 mg/kg sol) comparables, voire plus faibles que celles mesurées en système viticole (Dahlin *et al.*, 1997; Crouzet et Bérard, 2017). En outre, l'étude de Zancan *et al*. (2006) a mis en évidence des diversités et biomasses algales et cyanobactériennes particulièrement faibles dans le sol d'un site viticole en comparaison à d'autres types d'agrosystèmes. Du fait de la contamination de ces sols par le cuivre, les auteurs suggèrent un impact spécifique de ce métal sur les microorganismes phototrophes. Une étude plus ancienne, réalisée en microcosmes avec deux types de sols, confirme les effets délétères d'application de fongicides à base de cuivre ($CuSO_4$ et oxychlorure de cuivre) à des concentrations agronomiques (0,5 kg/ha soit 9 µg/g de sol et 1,5 kg/ha soit 27 µg/g de sol respectivement pour les deux fongicides) sur la diversité des algues et cyanobactéries échantillonnées en surface des sols (indice de Shannon diminué d'un facteur de 1,6 à 2 un mois après l'application) du fait de la disparition d'espèces sensibles, même si celle-ci a été compensée en partie par le développement d'espèces tolérantes (Kuzyakhmetov, 1998). L'étude montre des effets différents (intensité de l'effet, types d'espèces impactées...) selon le type de sol testé (probablement dû aux effets tampon/adsorption du cuivre plus ou moins élevés du sol et qui peuvent influencer l'exposition des organismes qui s'y développent) et selon le type de fongicide testé (le $CuSO_4$ paraissant plus toxique que l'oxychlorure de cuivre), ainsi qu'un effet dose/réponse sur la diversité.

Il existe également plusieurs études s'intéressant aux effets du cuivre sur les microorganismes hétérotrophes du sol. En effet, si les microorganismes peuvent parfois séquestrer le cuivre ou augmenter sa solubilité, des teneurs élevées limitent fortement la biodiversité bactérienne, et le cuivre peut affecter le fonctionnement des agrosystèmes en favorisant par exemple la résistance de souches bactériennes au produit (sol plus riche en bactéries gram négatif) (Lamichhane *et al.*, 2018). L'approche PICT (*pollution induced community tolerance*, voir Annexe de la Partie II) mise en œuvre par Wakelin *et al.* (2014) sur un site expérimental soumis à des épandages à long-terme de résidus contenant du cuivre en concentration croissante (jusqu'à 86 mg/kg sol) a ainsi permis de mettre en

évidence des niveaux de tolérance accrue chez les communautés microbiennes hétérotrophes exposées à ce métal, corrélées à un quotient métabolique plus élevé (coût de la tolérance). L'augmentation de la tolérance est associée à un changement de composition des communautés avec une augmentation du ratio bactéries/ champignons, sans changement dans l'abondance des gènes impliqués dans la résistance au cuivre. Cependant, la plupart des connaissances au sujet des effets du cuivre sur les communautés microbiennes du sol reposent sur des approches en microcosmes dans lesquels ces communautés ont été exposées à différents fongicides à base de cuivre (sous différentes formes), utilisés seuls ou en combinaison avec d'autres PPP de synthèse (fongicides et herbicides). Vazquez-Blanco *et al*. (2020) ont comparé l'impact de sels de cuivre (sulfate de cuivre et nitrate de cuivre) et de quatre fongicides commerciaux à base de cuivre sur les microorganismes en exposant pendant 91 jours un sol prélevé dans un vignoble âgé de deux années à cinq concentrations allant de 2 à 32 mmoles de cuivre par kg de sol (i.e. ~127 à 2 033 mg/kg). Aux concentrations les plus élevées de sels de cuivre (>500 mg Cu/kg), le pH du sol a été diminué de manière très marquée (perte d'une 1 à 2 unité pH en fonction de la concentration de Cu apportée). Cette baisse de pH s'est accompagnée d'une diminution significative de la respiration basale de la microflore du sol et de la croissance bactérienne et fongique, sans résilience sur la durée de l'expérience. Par contraste, l'application des produits commerciaux à base de Cu n'affecte ni le pH du sol ni la respiration basale de la microflore du sol. Dans les premiers temps de prélèvement, les produits commerciaux diminuent toutefois de manière significative la croissance bactérienne, quelle que soit la dose appliquée, mais une récupération de cette croissance est observée 2 à 3 mois après le traitement des sols. En revanche, comme pour les sels de cuivre, les préparations commerciales affectent de manière significative la croissance fongique sur le long terme en diminuant celle-ci. Etudiant l'impact combiné de l'oxyde de cuivre (appliqué à 128 mg/kg) et d'un fongicide systémique organique (mefenoxam ; 4 mg/kg) sur l'abondance, la structure et l'activité des communautés microbiennes d'un microcosme de sol camerounais, Demanou *et al*. (2006) ont montré que l'application de ces deux substances n'avait pas d'effet sur l'abondance et sur la structure de la communauté bactérienne active mais qu'elle modifiait, *a contrario*, la structure de la communauté fongique active. Cependant, dans des microcosmes de sol plantés, Parada *et al*. (2019) ont montré que l'application combinée de nanoparticules de cuivre et de l'herbicide atrazine pouvait conduire à une diminution de 60% de l'abondance bactérienne par rapport à la seule application de l'herbicide. **Ces études en microcosmes suggèrent donc que les effets du cuivre sur la diversité microbienne sont extrêmement variables selon le type de sol et selon qu'il soit appliqué sous forme de sels ou de formulation commerciale et qu'il soit seul, ou combiné à d'autres PPP**.

De manière encore plus marquée que pour les microorganismes, il existe un réel déficit de connaissances des effets du cuivre sur les différentes populations animales en milieu terrestre. Le peu de travaux recensés à ce sujet dans le cadre de l'ESCo concernent exclusivement certaines populations d'invertébrés présents dans les sols. Paoletti *et al*. (1998) ont ainsi observé un impact direct du cuivre sur les populations et les communautés de vers de terre dans des sols de vignes et de vergers traités par cette substance, avec cependant des niveaux de sensibilité variables selon les espèces. D'autres études suggèrent également un impact du cuivre sur ces organismes dans des sols contaminés (Komarek *et al.*, 2010; Mackie *et al.*, 2012). Ces résultats peuvent être mis en regard de la forte capacité de ces organismes à accumuler le cuivre dans les sols contaminés (Pelosi *et al.*, 2021). Sur la base des concentrations internes de cuivre mesurées dans des vers de terre adultes (*Lumbricus rubellus* et *Aporrectodea caliginosa*), Ma (2005) a ainsi déterminé des seuils de toxicité de ce métal (de l'ordre de quelques mg/kg à quelques dizaines de mg/kg masse corporelle) sur leur taux de mortalité et de fécondité, ainsi que sur leur vitesse de recolonisation des champs. L'impact qui en résulte peut se traduire par une altération de l'activité de « fouisseurs » des vers de terre dans les sols contaminés (Van Zwieten *et al.*, 2004; Eijsackers *et al.*, 2005; Bunemann *et al.*, 2006). Le cuivre a également considérablement appauvri la diversité d'enchytréides dans des zones polluées par le cuivre au Danemark (Bunemann *et al.*, 2006). Cependant, Amossé *et al*. (2018) n'ont pas observé d'effets sur les populations d'enchytréides dans des parcelles contaminées jusqu'à dix fois la dose recommandée de deux formulations fongicides à base d'époxiconazole/dimoxystrobine et d'oxychlorure de cuivre. Martinez *et al*. (2016) ont également mis en évidence l'impact du cuivre sur l'état de santé de nématodes.

L'utilisation de fongicides à base de cuivre (ou de soufre) en agriculture biologique peut donc être néfaste pour les organismes du sol (Maraldo *et al.*, 2006; Amosse *et al.*, 2020) et expliquer potentiellement des résultats contrastés lors de certaines comparaisons entre des systèmes biologiques et conventionnels (Alvarez *et al.*, 2001).

3.2. Effets du cuivre sur la biodiversité en milieu aquatique

Il existe une littérature abondante concernant les effets du cuivre sur la biodiversité des communautés microbiennes aquatiques phototrophes et hétérotrophes, la plupart des travaux convergeant vers une toxicité avérée de ce métal aux concentrations environnementales.

Les effets du cuivre sur les communautés phototrophes ont historiquement été étudiés dans des bassins versants industriels et miniers générant un relargage chronique de cuivre (entre autres métaux ; ex. Genter et Lehman, 2000; Lavoie *et al*., 2012; Nakanishi *et al*., 2004) ou des pollutions accidentelles (ex. Kiss *et al*., 2002). Dans ces contextes, les concentrations peuvent atteindre quelques mg/L et elles sont généralement plus élevées que celles observées dans les milieux agricoles (quelques dizaines de µg/L ; Montuelle *et al*., 2010; Navarro *et al*., 2002). Les travaux évaluant les effets chroniques du cuivre sur la biodiversité du phytoplancton et du périphyton d'eau douce en conditions contrôlées considèrent généralement des concentrations d'exposition inférieures à la centaine de µg/L. Le Jeune *et al*. (2007) ont ainsi démontré qu'une exposition de 27 jours à 80 et 160 µg/L causait des diminutions significatives dans la biomasse et la composition du picophytoplancton et des picocyanobactéries, conduisant à une prédominance du phytoplancton eucaryote du fait de changements dans les relations de compétition. Des concentrations de l'ordre de la vingtaine de µg/L suffisent à réduire fortement, en quelques semaines, la biomasse de périphyton mature (Serra et Guasch, 2009; Lambert *et al.*, 2016; Pesce *et al.*, 2018), même si cela n'est pas toujours le cas (Tlili *et al.*, 2010). Dans ces conditions, les algues vertes sont généralement favorisées, au détriment des diatomées (Serra et Guasch, 2009; Lambert *et al.*, 2016), alors que les cyanobactéries semblent indifférentes voire tolérantes (Massieux *et al.*, 2004; Serra *et al.*, 2009).

Diverses études ont mis en évidence des effets importants de concentrations environnementales de cuivre sur la composition taxonomique des communautés de diatomées, composante microalgale la plus largement étudiée dans les milieux aquatiques continentaux. Ces effets comprennent des changements dans la diversité spécifique (Serra *et al.*, 2009; Lavoie *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2017), une sélection d'espèces tolérantes du genre *Achnanthidium* (Nakanishi *et al.*, 2004; Lavoie, 2012; Morin *et al.*, 2017) ou *Nitzschia* (Pesce *et al.*, 2018) ainsi qu'une augmentation de la proportion de cellules déformées (Lavoie *et al.*, 2012; Morin *et al.*, 2012). Outre des remaniements spécifiques au sein des communautés, le cuivre peut aussi induire une adaptation et/ou sélection au niveau intra spécifique. Roubeix *et al*. (2012) ont ainsi démontré une tolérance au cuivre 40% plus élevée chez les clones d'une diatomée (*Encyonema neomesianum*) isolée en aval d'un cours d'eau contaminé par le cuivre en comparaison à celle de clones isolés de l'amont (qui étaient donc plus sensibles à cette substance).

De nombreuses études ont également concerné les communautés microbiennes phototrophes marines. Certaines d'entre elles ont abordé les effets du cuivre en utilisant des concentrations d'exposition bien supérieures à celles retrouvées dans les milieux marins. Ainsi, Burnat *et al*. (2009) ont exposé, en laboratoire, des communautés de tapis microbien du delta de l'Ebre (Espagne) à 10 mM de cuivre (635 mg/L) pendant trois jours, puis maintenu les communautés pour suivre leur évolution. Ils ont observé, au bout de sept jours, une réduction de 90% de la biomasse totale des cyanobactéries dont 95% de la biomasse de *Microcoleus sp.* (genre très majoritaire dans la communauté initiale). En exposant au laboratoire des communautés naturelles de périphyton marin au cuivre et en mesurant la chlorophylle a pour estimer la croissance du biofilm, Arrhenius *et al*. (2014), ont déterminé, pour ce métal des seuils de toxicité (CE_{10} et CE_{50}) de l'ordre de quelques dizaines de µg/L, concentrations plus faibles que celles testées par Burnat *et al*. (2009) mais encore très largement au-dessus des concentrations environnementales. Cependant, certaines études rapportent des seuils de toxicité plus faibles, proches ou dans la limite haute des concentrations retrouvées dans le milieu. Ainsi, De la Broise et Palenik (2007) ont montré une modification des communautés de phytoplancton naturel en microcosmes *in situ* après leur exposition à 2,5 µg/L de cuivre : une chute drastique de l'abondance des cyanobactéries du genre *Synechococcus* a été relevée alors que celle des picoeucaryotes photosynthétiques augmentait dans le même temps. Exposant en laboratoire, deux fois par mois, de mars à octobre, pendant deux années successives des communautés phytoplanctoniques naturelles de l'estuaire de la Charente au cuivre, Stachowski-Haberkorn *et al*. (2014) ont également observé par la mesure de l'efficacité de photosynthèse et des abondances des populations photosynthétiques que les CE_{10} étaient inférieures à 5 µg/L de cuivre pour 54% des échantillons en 2012 et 28% d'entre eux en 2013. Les résultats

portaient aussi bien sur le niveau fonctionnel (photosynthèse) que populationnel, le genre *Synechococcus* s'étant révélé comme particulièrement sensible à ces expositions.

Les changements de structure et de diversité, suite à une exposition chronique au cuivre en milieu aquatique continental et marin, se traduisent généralement par une augmentation de la tolérance à l'échelle de la communauté microbienne phototrophe, mise en évidence par la méthode PICT (« Pollution induced community tolerance », voir Annexe de la Partie II ; ex. Tlili *et al*., 2010; Lambert *et al*., 2012; Larras *et al*., 2016; Pesce *et al*., 2018). Exposant, en laboratoire, des communautés naturelles de phytoplancton issues d'un gradient de contamination de la côte vers le large, Biswas et Bandyopadhyay (2017) ont ainsi montré que le gradient de sensibilité des communautés phytoplanctoniques au cuivre était inverse au gradient de contamination des eaux par ce dernier, avec une meilleure tolérance des diatomées *Skeletonema* sp. par rapport à *Chaetoceros sp.* aux plus fortes concentrations.

Une telle augmentation de tolérance au cuivre en réponse à une exposition chronique a également été observée chez des communautés microbiennes hétérotrophes périphytiques (Tlili *et al.*, 2010; Pesce *et al.*, 2018) et sédimentaires (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Comme pour les communautés phototrophes, elle traduit un impact du cuivre sur la structure et la diversité de ces communautés. Ainsi, l'exposition au cuivre seul et en mélange avec l'arsenic (45-55 mg/kg) peut engendrer un changement drastique de la structure des communautés bactériennes des sédiments de rivière dès 7 jours d'exposition (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018). Ce changement s'accompagne d'une baisse significative de la diversité bactérienne (nombre d'OTUs et indice de Shannon) dès les premières heures d'exposition (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2020). Le cuivre modifie également profondément la structure des communautés bactériennes du périphyton (Tlili *et al.*, 2010). L'étude de Carley *et al*. (2020) a montré aussi un effet significatif des nanoparticules de cuivre (sous forme d'hydroxyde de cuivre ; 13 µg/L) sur la diversité des communautés bactériennes du sédiment provenant d'une zone humide. Par ailleurs, dans cette étude, les auteurs ont mis en évidence un effet sur la diversité des communautés fongiques du sédiment. Il apparait ainsi que certaines espèces d'hyphomycètes aquatiques sont très sensibles au cuivre (Guimaraes-Soares *et al.*, 2007) même si des mécanismes fongiques (ex. protéines chélatantes) permettent aux champignons, dans une certaine mesure, de faire face à la toxicité de ce métal (Sridhar *et al.*, 2001).

L'étude de Carley *et al*. (2020) a également montré un impact négatif des nanoparticules de cuivre sur les communautés de protozoaires (en particulier une chute marquée de l'abondance relative des amibes) mais il n'existe à notre connaissance pas d'autres études concernant les effets du cuivre sur ce type de microorganismes hétérotrophes.

Chez les animaux aquatiques, lorsqu'il est présent en concentrations élevées dans l'eau, le cuivre (et notamment ses formes ioniques) se révèle toxique et il initie une cascade d'effets pouvant conduire à une mortalité des individus exposés. En effet, en excès, ce métal perturbe les échanges ioniques qui siègent au niveau de la membrane baso-latérale des branchies, avec en particulier une inhibition de la pompe sodium-potassium (autrement dit l'activité enzymatique de la protéine transmembranaire Na+/K+-ATPase), conduisant à une entrée moindre de sodium dans les organismes (Grosell *et al.*, 2002). Le cuivre est ainsi reconnu comme étant un toxique de la fonction osmo-régulatrice, avec des effets généralement plus marqués chez les organismes aquatiques de petites tailles. Ainsi, les auteurs reportent que de façon générale les vertébrés aquatiques tels que les poissons téléostéens seraient moins sensibles que des invertébrés (comme les daphnies par exemple).

Cependant, les connaissances sont très lacunaires concernant les invertébrés aquatiques. Chez la daphnie, une relation positive a été récemment établie expérimentalement entre diversité génétique des populations et durée de maintien en conditions d'exposition au cuivre (Loria *et al.*, 2022). Une variation génétique significative de la tolérance au cuivre a été mise en évidence chez la limnée *Lymnaea stagnalis* en conditions de toxicité aiguë (Cote *et al.*, 2015). Les travaux de Joachim *et al*. (2017) suggèrent que les vorticelles peuvent proliférer dans un contexte de contamination au cuivre, alors que d'autres taxons, tels que des rotifères, cladocères et copépodes, s'avèrent sensibles à la toxicité de ce métal. Les effets du cuivre sur les invertébrés aquatiques peuvent aussi découler d'impacts indirects à travers les liens trophiques avec les microorganismes photosynthétiques. Ainsi, (Mensens *et al.*, 2018) ont abordé les effets du cuivre à fortes doses (200 et 500 µg/L) sur des communautés de diatomées

benthiques reconstituées en laboratoire (obtenues en mélangeant des cultures monospécifiques) afin d'évaluer les conséquences en termes de quantité et de qualité de cette ressource trophique (via la caractérisation de la biomasse et du contenu en acide gras). Ces communautés ont, par la suite, été utilisées pour nourrir des copépodes sur lesquels la survie ainsi que le contenu en acides gras ont été déterminés. Les deux concentrations en cuivre ont induit une diminution significative de la biomasse algale ainsi qu'une diminution de 40% du contenu en acides gras à la plus forte concentration, avec des conséquences sur les copépodes nourris à partir de ces communautés. Ainsi, les copépodes nourris avec les diatomées exposées à 500 µg/L de cuivre avaient un contenu en acides gras essentiels réduit de 50% par rapport au témoin. Cette étude met en évidence les impacts potentiels du cuivre sur la qualité d'une ressource trophique et sur le transfert trophique de l'énergie entre deux maillons.

Chez les poissons, il a été montré que le cuivre est inducteur de stress oxydatif dans le foie et le rein antérieur de la carpe commune (*Cyprinus carpio L.*) (Dautremepuits *et al.*, 2004). Des paramètres biochimiques et moléculaires associés au métabolisme anaérobie (charge en adénylates, concentration en ATP, expression de gènes de la glycolyse) sont perturbés chez des gardons (*Rutilus rutilus*) exposés à du cuivre durant 7 jours à des concentrations environnementales allant de 10 à 100 µg/L (Maes *et al.*, 2016).

4. Effets du cuivre sur les fonctions écosystémiques

4.1. Effets du cuivre sur la régulation des échanges gazeux

En milieu aquatique, la contamination au cuivre peut réduire la production d'oxygène à travers son impact sur la physiologie des communautés de producteurs primaires. Ainsi, une réduction significative de l'activité photosynthétique de communautés microbiennes aquatiques phototrophes a été démontrée à des concentrations de quelques dizaines à quelques centaines de µg/L (ex. Massieux *et al*., 2004; Tlili *et al*., 2010; Oukarroum *et al*., 2012; Lambert *et al*., 2016) mais cet impact était parfois transitoire (Barranguet *et al.*, 2003).

Le cuivre peut également perturber les processus de respiration et de dénitrification impliquant les microorganismes hétérotrophes. Ainsi, une exposition pendant trois semaines à ce métal à une concentration réaliste d'un point de vue environnemental (45-55 mg/kg) peut avoir des effets négatifs sur la respiration microbienne dans des sédiments superficiels de rivière (Mahamoud-Ahmed *et al.*, 2018). Dans cette même étude, une inhibition transitoire de la fonction de dénitrification est également observée. Cette inhibition perdure durant toute l'expérience lorsque le cuivre est combiné à l'arsenic, suggérant un effet synergique de ces deux métaux sur ce processus microbien.

Karimi *et al*. (2021), dans leur méta-analyse portant sur l'évaluation de l'écotoxicité du cuivre, indiquent que la respiration microbienne est réduite de 50% dans les sols ayant reçu une dose annuelle de 200 kg de cuivre par hectare pendant plusieurs années. Sur la base de ces observations, ils ont suggéré qu'appliquer la dose recommandée par la Commission européenne ne devrait pas modifier de manière substantielle la qualité biologique des sols viticoles. Cependant, cette conclusion a été remise en cause par Imfeld *et al*. (2021) qui considèrent qu'elle n'est pas valide car il faut tenir compte des variables locales rencontrées dans les vignobles telles que le niveau initial de contamination des sols au cuivre (estimant que 70% des vignobles européens avaient déjà des teneurs en cuivre total supérieures à 100 mg/kg) ou encore leur pH, qui influence grandement la spéciation du cuivre dans les sols et donc son écotoxicité vis-à-vis des organismes qui y vivent. En réponse, Karimi *et al*. (2021) ont précisé qu'effectivement le risque écotoxicologique causé par le cuivre dépendait de la dose appliquée et aussi de la quantité de cuivre déjà présente dans les sols et de paramètres physicochimiques des sols tels que le pH et la matière organique qui influence la biodisponibilité du cuivre. Ils indiquent que sur la base des études existantes, à court terme l'apport de cuivre à la dose annuelle autorisée de 4 kg/ha n'aurait pas d'impact sur la qualité du sol mais ils soulignent le manque d'informations scientifiques pour documenter l'effet à long terme de l'application répétée de cuivre dans les vignobles à la dose autorisée par la Commission européenne rejoignant ainsi la préoccupation soulevée par Imfeld *et al*. (2021).

4.2. Effets du cuivre sur la dissipation des contaminants

De fortes teneurs en cuivre peuvent limiter l'adsorption de PPP sur le sol, les rendant ainsi plus disponibles ou mobiles, et donc potentiellement plus accessibles pour les microorganismes capables de les dégrader. C'est le cas par exemple d'herbicides comme le terbuméton (Abiven *et al.*, 2006) mais pas pour d'autres comme le diuron (Jacobson *et al.*, 2005). Par ailleurs, Demanou *et al*. (2006) ont montré que l'application d'oxyde de cuivre (à 128 mg/kg) ne modifiait par l'activité microbienne responsable de la minéralisation du fongicide mefenoxam (appliqué à 4 mg/kg).

4.3. Effets du cuivre sur la production et l'apport de matière organique

La littérature à propos des effets du cuivre sur les organismes phototrophes en milieux terrestre et aquatique révèle que certaines concentrations mesurées dans des environnements contaminés par celui-ci peuvent inhiber la production primaire, qui est à la base de la production de matière organique dans ces écosystèmes (voir sections 3.1 et 3.2). Cependant, l'impact quantitatif sur ce type de fonction n'est quasiment jamais abordé dans la littérature. A notre connaissance, seule l'étude de Mensens *et al*. (2018), qui concerne le milieu marin, a démontré un impact écotoxique du cuivre sur le transfert de matière organique et d'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs après exposition de phytoplancton à des concentrations élevées de ce métal (200 et 500 µg/L). Les auteurs ont ainsi identifié une diminution de la qualité du régime alimentaire dispensé à des copépodes nourris avec le phytoplancton exposé au cuivre.

4.4. Effets du cuivre sur la régulation des cycles de nutriments

Plusieurs études ont révélé que les concentrations environnementales de cuivre peuvent inhiber ou au contraire stimuler, de manière transitoire ou prolongée, différents processus microbiens impliqués dans les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote et du phosphore, perturbant ainsi la régulation des cycles de nutriments dans les écosystèmes terrestres et aquatiques.

Wang *et al*. (2009) ont étudié l'impact écotoxicologique de l'application de fongicides à base de cuivre dans des vergers de pommiers sur les microorganismes du sol et leurs activités. Dans les sols où les vergers ont été traités et qui étaient contaminés au cuivre à des concentrations totales comprises entre 22 et 141 mg/kg sol, le ratio de la biomasse microbienne sur la teneur en carbone organique des sols, compris entre 43,6 et 116 mg Cmic/g Corg, était inférieur à celui des sols de référence qui avaient en moyenne 144 mg Cmic/g Corg, suggérant une décomposition moins rapide de la matière organique dans les sols contaminés. De manière semblable, les trois activités enzymatiques mesurées dans le sol (uréase, phosphatase acide et invertase) ainsi que le taux de minéralisation du carbone organique étaient plus faibles dans les sols de vergers que dans les sols de référence et étaient inversement corrélées avec l'âge du verger, et donc avec la concentration en cuivre des sols. Ces auteurs ont ainsi conclu leur étude en soulignant que sur le long terme, l'utilisation de fongicides à base de cuivre pouvait conduire à l'altération des fonctions et services écosystémiques rendus par les microorganismes du sol.

Dans un contexte viticole australien, Wightwick *et al*. (2013b) ont observé que les activités enzymatiques phosphomonestérase, uréase, arylsulfatase et phénol oxydase étaient plus faibles dans les sols de dix vignobles traités au cuivre (concentrations totales dans le sol, comprises entre 19 et 162 mg/kg) que dans dix sols de référence, non exposés aux fongicides cupriques, prélevés en limite des domaines viticoles et présentant des propriétés physicochimiques semblables. Des corrélations négatives ont ainsi été observées entre les activités phosphomonestérase (r^2=0,40, P < 0,01), uréase (r^2=0,14, P < 0,01) et arylsulfatase (r^2=0,14, P < 0,01), et la concentration de cuivre en fonction du carbone organique du sol. Toutefois, cette étude souligne que la variabilité des activités enzymatiques était principalement expliquée par les propriétés physicochimiques des sols et dans une moindre mesure par le cuivre.

Appliquant dans des champs camerounais des fongicides de synthèse ou ces mêmes fongicides additionnés d'oxyde de cuivre, Monkiedje *et al*. (2007) ont observé que ces traitements n'avaient pas modifié le pH du sol. Cependant, les préparations de fongicides de synthèse additionnés d'oxyde de cuivre ont conduit à la diminution

de la minéralisation du phosphore organique et à la stimulation de l'activité β-glucosidase, impliquée dans la dégradation de matière organique carbonée. Par ailleurs, une augmentation du pool d'ammonium a été observée, celle-ci pouvant résulter de la stimulation de la croissance des communautés ammonifiantes. Parada *et al*. (2019) ont également montré récemment dans une approche en microcosmes que le cuivre, appliqué sous forme de nanoparticules (0,05 ou 0,15% w/w) et combiné à l'herbicide atrazine (3 mg/kg), pouvait diminuer l'abondance des archées et des bactéries capables d'oxyder l'ammonium. Pour les archées, la réduction a ainsi atteint 85% mais l'abondance initiale était recouvrée au bout de 30 jours tandis que l'impact sur les bactéries a perduré pendant les 30 jours de l'expérience.

En milieu aquatique, des études en microcosmes suggèrent que les activités β-glucosidase et leucine amino peptidase des communautés microbiennes des biofilms de rivière s'avèrent sensibles au cuivre (15 µg/L), tandis que l'activité phosphatase reste inchangée (Pesce *et al.*, 2018). Ces deux activités, mais également celle de la phosphatase, sont également inhibées dans un sédiment superficiel de rivière par une exposition au cuivre réaliste d'un point de vue environnemental (environ 40 mg/kg ; Mahamoud-Ahmed *et al*., 2018) alors que l'arsenic, appliqué à la même concentration, n'a pas d'effet sur celles-ci.

Cependant l'impact du cuivre sur les activités enzymatiques mesurées n'est pas toujours vérifié. Ainsi Wightwick *et al*. (2013a) n'ont pas observé en microcosme d'impact de l'hydroxyde de cuivre (à des concentrations maximales de 156 mg/kg) sur l'activité phosphomonoestérase et l'activité uréase dans les sols traités. De même, dans l'étude de Demanou *et al*. (2006), l'application combinée d'oxyde de cuivre (128 mg/kg) et du fongicide mefenoxam (4 mg/kg) dans des microcosmes de sol camerounais n'a pas affecté la plupart des activités enzymatiques mesurées (cellobiohydrolase, xylosidase, aminopeptidase et phosphatase). En revanche, l'activité chitinase était augmentée en réponse à ce traitement même 2 mois après celui-ci. La même tendance était observée pour l'activité laccase, tandis que l'activité β-glucosidase augmentait 24 jours après l'application du traitement mais revenait à l'état initial 2 mois après celui-ci.

La toxicité du cuivre exerce également un impact négatif sur la décomposition de la matière organique particulaire dans les écosystèmes terrestres et aquatiques. Ainsi, dans leur revue de synthèse, Schoffer *et al*. (2020) indiquent que l'application de fongicides à base de cuivre dans les vergers conduit à l'accumulation de cuivre dans les sols, engendrant ainsi une diminution de l'activité microbienne impliquée dans la dégradation de la litière. Martinez *et al*. (2016) ont également mis en évidence que des concentrations sublétales de cuivre (2 à 8 mg/L sur des boites de pétri) peuvent non seulement influencer négativement l'état de santé des nématodes, mais également le cycle des nutriments en altérant la décomposition de la litière de feuilles. Par ailleurs, une étude en contexte viticole a montré que la contamination au cuivre de cours d'eau allemands (usage fongicide) a un effet fort sur la dégradation de litière (100% d'inhibition dans les sites présentant les sédiments les plus contaminés), effet potentiellement compensé par un remplacement d'espèces au sein des communautés de crustacés détritivores (Fernandez *et al.*, 2015). L'impact de concentrations environnementales de cuivre sur la décomposition de matière organique particulaire dans des sédiments superficiels de rivière a été confirmé expérimentalement par Pesce *et al*. (2020) qui ont montré que cet impact pouvait être amplifié lorsque le cuivre était combiné à l'arsenic (alors que seul, ce dernier n'a pas d'effet sur ce processus).

4.5. Effets du cuivre sur la formation et maintien de la structure des sols

Des effets du cuivre sur la structure du sol ont été démontrés au travers de la diminution de la bioturbation dans un verger contaminé par du cuivre (Van Zwieten *et al.*, 2004). Le cuivre peut ainsi réduire l'activité de fouissage des vers de terre et entraîner une augmentation de la densité apparente du sol (Eijsackers *et al.*, 2005; Bunemann *et al.*, 2006).

4.6. Effets du cuivre sur la dispersion des propagules

Le mélange de cuivre et de zinc, à des concentrations très élevées (plusieurs mg/L) au regard des niveaux de contamination observés dans l'environnement réduit considérablement les taux de sporulation des hyphomycètes

aquatiques colonisant des feuilles en décomposition (Duarte *et al.*, 2008). Cependant, à des concentrations plus réalistes (5 à 75 µg/L), l'exposition au cuivre n'engendre pas d'effet sur ce type de sporulation fongique (Roussel *et al.*, 2008).

4.7. Effets du cuivre sur la fourniture et le maintien de la biodiversité et des interactions biotiques

Les principales connaissances à propos des effets du cuivre sur la biodiversité sont décrites ci-dessus (sections 3.1 et 3.2). Parmi ces effets, la littérature renseigne parfois les causes ou conséquences qui sont associées à des interactions biotiques, telles que les relations symbiotiques plantes-microorganismes au niveau des systèmes racinaires (Sharaff et Archana, 2015) ou encore les impacts indirects à travers les liens trophiques (Barranguet *et al.*, 2003; Mensens *et al.*, 2018). Une étude expérimentale en microcosmes avec des éponges (*Haliclona cymaeformis*) incubées en présence de concentrations croissantes en cuivre ($CuSO_4$; 10, 100, 1000 µg/L) a montré que le cuivre induisait des changements dans la communauté bactérienne associée à l'éponge (les communautés autotrophes étaient inhibées au profits des communautés hétérotrophes) (Tian *et al.*, 2014). Ces changements s'accompagnaient également d'une modification de la distribution des gènes fonctionnels microbiens, suggérant des mécanismes à court terme de résistance au cuivre. De plus, en condition de contamination avec le cuivre, la communauté de bactériophages s'est développée, suggérant une simulation de la phase de lyse du cycle des phages.

En complément, l'étude de Soares *et al*. (2017) suggère que le cuivre peut affecter les interactions biotiques mises en jeu dans la lutte biologique en inhibant la croissance végétative et la sporulation (mais pas la germination) de *Beauveria bassiana*, un champignon entomopathogène utilisé pour lutter contre des insectes ravageurs des cultures. Ces interactions sont affectées que ce champignon soit inoculé avant ou après l'application du cuivre utilisé comme fongicide. Cependant, les conclusions de ces travaux méritent confirmation avant de pouvoir être généralisées et transposées au milieu naturel.

5. Facteurs pouvant moduler les effets du cuivre

La question de la biodisponibilité est encore plus marquée pour le cuivre que pour les PPP organiques car pour les substances métalliques celle-ci fait appel à la notion de spéciation chimique. **L'ensemble des paramètres environnementaux qui peuvent influencer cette spéciation, ou plus généralement la biodisponibilité du cuivre sont donc susceptibles de moduler ses effets**. Par exemple, il a ainsi été montré que la toxicité du cuivre en milieu aquatique varie selon les quantités de matières organiques dissoutes présentes (Grosell *et al.*, 2002; Kumari *et al.*, 2017) ou encore la capacité de complexation des eaux ou le pH (ex. Barranguet *et al*., 2000; Le Jeune *et al*., 2007; Levy *et al*., 2009). Dans ces milieux, la température peut également moduler l'exposition des organismes au cuivre comme illustré par Lambert *et al*. (2016) qui ont mis en évidence une réduction de l'accumulation de ce métal dans des biofilms périphytiques suite à une hausse thermique.

En plus d'influencer le niveau de bioaccumulation, la température, de par ses effets sur les communautés microbiennes périphytiques, peut également moduler leur niveau de sensibilité au cuivre (Morin *et al.*, 2017; Pesce *et al.*, 2018). Il en est de même pour la lumière (Cheloni *et al.*, 2014) mais aussi pour les éléments nutritifs, tels que les nitrates ou les phosphates. Ainsi, dans les bassins versants agricoles, l'impact toxique du cuivre peut être partiellement masqué par les apports concomitants de fertilisants (Serra *et al.*, 2010; Tlili *et al.*, 2010). Guasch *et al*. (2004) ont démontré expérimentalement que le périphyton de cours d'eau oligotrophes était plus sensible au cuivre que celui de milieux plus eutrophisés. Toutefois, Murdock *et al*. (2013) soulignent des divergences entre les résultats d'études de laboratoire et de terrain évaluant les effets des nutriments sur la biodiversité des microorganismes phototrophes.

Compte tenu de l'influence de nombreux paramètres environnementaux sur la toxicité du cuivre, mais également des propriétés intrinsèques des communautés microbiennes, qui évoluent au cours du temps à travers notamment des successions d'espèces, Navarro *et al*. (2002) ont observé des différences saisonnières dans la sensibilité au

cuivre des communautés phototrophes de biofilms périphytiques issus d'une rivière naturelle, corrélées à des changements de biomasse algale et de densités de microalgues. Les niveaux de tolérance mesurés à l'aide d'une approche PICT (en prenant comme descripteur l'activité photosynthétique) étaient ainsi 4 à 20 fois plus élevés en été qu'au printemps. Larras *et al*. (2016) ont également relevé des variations intra-annuelles fortes de la tolérance du phytoplancton du lac Léman au cuivre.

Les relations proies-prédateurs sont également susceptibles de moduler les effets du cuivre sur les communautés microbiennes aquatiques comme illustré par exemple par les travaux de Barranget *et al*. (2003) et de Le Jeune *et al*. (2007).

6. Conclusions

L'utilisation généralisée du cuivre comme PPP, en agriculture conventionnelle et biologique ainsi que pour des usages non agricoles, qui s'ajoute à son origine naturelle et son utilisation comme biocide pour de nombreuses applications font de cette substance **un contaminant ubiquiste dans les différents compartiments de l'environnement, où il a tendance à s'accumuler au cours du temps**. En l'absence d'une remédiation active (par exemple par phytoextraction), le cuivre va donc persister dans les sols et être transféré vers les milieux aquatiques adjacents, et *in fine* dans le milieu marin. Cette contamination impacte la biodiversité et les fonctions écosystémiques, en particulier à travers des effets sur les communautés microbiennes phototrophes et hétérotrophes et sur les invertébrés terrestres et aquatiques, les connaissances concernant les autres groupes biologiques restant à ce jour relativement peu documentées.

Pour diminuer les quantités de cuivre appliquées, des procédés de nanoencapsulation commencent à être utilisés, mais il y a actuellement un manque de connaissances concernant les risques associés à leur l'utilisation. Au niveau européen, tout nanopesticide (biocontrôle ou pas) devra être évalué avant d'être mis sur le marché (EFSA, Autorité européenne de sécurité des aliments, 2018).

Références bibliographiques

Abiven, D.; Boudesocque, S.; Guillon, E.; Couderchet, M.; Dumonceau, J.; Aplincourt, M., 2006. Sorption of the herbicide terbumeton and its metabolites onto soils. Influence of copper(II). *Environmental Chemistry*, 3 (1): 53-60. https://doi.org/10.1071/en05060

Alvarez, T.; Frampton, G.K.; Goulson, D., 2001. Epigeic Collembola in winter wheat under organic, integrated and conventional farm management regimes. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 83 (1-2): 95-110. http://dx.doi.org/10.1016/s0167-8809(00)00195-x

Amosse, J.; Bart, S.; Brulle, F.; Tebby, C.; Beaudouin, R.; Nelieu, S.; Lamy, I.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2020. A two years field experiment to assess the impact of two fungicides on earthworm communities and their recovery. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 203: 11. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110979

Amosse, J.; Bart, S.; Pery, A.R.R.; Pelosi, C., 2018. Short-term effects of two fungicides on enchytraeid and earthworm communities under field conditions. *Ecotoxicology*, 27 (3): 300-312. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1895-7

Araujo, D.F.; Knoery, J.; Briant, N.; Ponzevera, E.; Chouvelon, T.; Auby, I.; Yepez, S.; Bruzac, S.; Sireau, T.; Pellouin-Grouhel, A.; Akcha, F., 2021. Metal stable isotopes in transplanted oysters as a new tool for monitoring anthropogenic metal bioaccumulation in marine environments: The case for copper. *Environmental Pollution*, 290: 10. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118012

Arrhenius, A.; Backhaus, T.; Hilvarsson, A.; Wendt, I.; Zgrundo, A.; Blanck, H., 2014. A novel bioassay for evaluating the efficacy of biocides to inhibit settling and early establishment of marine biofilms. *Marine Pollution Bulletin*, 87 (1-2): 292-299. http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.07.011

Ballabio, C.; Panagos, P.; Lugato, E.; Huang, J.-H.; Orgiazzi, A.; Jones, A.; Fernández-Ugalde, O.; Borrelli, P.; Montanarella, L., 2018. Copper distribution in European topsoils: An assessment based on LUCAS soil survey. *Science of the Total Environment*, 636: 282-298. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.268

Barranguet, C.; Charantoni, E.; Plans, M.; Admiraal, W., 2000. Short-term response of monospecific and natural algal biofilms to copper exposure. *European Journal of Phycology*, 35 (4): 397-406. http://dx.doi.org/10.1017/s0967026200002924

Barranguet, C.; van den Ende, F.P.; Rutgers, M.; Breure, A.M.; Greijdanus, M.; Sinke, J.J.; Admiraal, W., 2003. Copper-induced modifications of the trophic relations in riverine algal-bacterial biofilms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22 (6): 1340-1349. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620220622

Bary, F.; Gange, A.C.; Crane, M.; Hagley, K.J., 2005. Fungicide levels and arbuscular mycorrhizal fungi in golf putting greens. *Journal of Applied Ecology*, 42 (1): 171-180. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2664.2004.00989.x

Bernagout, S.; Garen, P.; Bouisset, P., 2012. Mise au point d'un réseau de surveillance des polluants anthropiques dans les eaux lagonaires de Polynésie française par l'utilisation de mollusques sentinelles. Rapport Ifremer-CRIOBE-IRSN, CP/RMPF/12.003, 65. http://polyperl.org/wp-content/uploads/2013/01/Bernagout-et-al-2012.-Reseau-de-surveillance-des-polluants-pour-utilisation-des-mollusques.pdf

Besnard, E.; Chenu, C.; Robert, M., 2001. Influence of organic amendments on copper distribution among particle-size and density fractions in Champagne vineyard soils. *Environmental Pollution*, 112 (3): 329-337. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(00)00151-2

Biswas, H.; Bandyopadhyay, D., 2017. Physiological responses of coastal phytoplankton (Visakhapatnam, SW Bay of Bengal, India) to experimental copper addition. *Marine Environmental Research*, 131: 19-31. http://dx.doi.org/10.1016/j.marenvres.2017.09.008

Blanchoud, H.; Farrugia, F.; Mouchel, J.M., 2004. Pesticide uses and transfers in urbanised catchments. *Chemosphere*, 55 (6): 905-913. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2003.11.061

Brun, L.A.; Maillet, J.; Richarte, J.; Herrmann, P.; Remy, J.C., 1998. Relationships between extractable copper, soil properties and copper uptake by wild plants in vineyard soils. *Environmental Pollution*, 102 (2-3): 151-161. https://doi.org/10.1016/s0269-7491(98)00120-1

Bunemann, E.K.; Schwenke, G.D.; Van Zwieten, L., 2006. Impact of agricultural inputs on soil organisms - a review. *Australian Journal of Soil Research*, 44 (4): 379-406. http://dx.doi.org/10.1071/sr05125

Burnat, M.; Diestra, E.; Esteve, I.; Sole, A., 2009. In situ determination of the effects of lead and copper on cyanobacterial populations in microcosms. *Plos One*, 4 (7): e6204. http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0006204

Carley, L.N.; Panchagavi, R.; Song, X.; Davenport, S.; Bergemann, C.M.; McCumber, A.W.; Gunsch, C.K.; Simonin, M., 2020. Long-Term Effects of Copper Nanopesticides on Soil and Sediment Community Diversity in Two Outdoor Mesocosm Experiments. *Environmental Science & Technology*, 54 (14): 8878-8889. http://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c00510

Cesco, S.; Pii, Y.; Borruso, L.; Orzes, G.; Lugli, P.; Mazzetto, F.; Genova, G.; Signorini, M.; Brunetto, G.; Terzano, R.; Vigani, G.; Mimmo, T., 2021. A Smart and Sustainable Future for Viticulture Is Rooted in Soil: How to Face Cu Toxicity. *Applied Sciences-Basel*, 11 (3): 21. http://dx.doi.org/10.3390/app11030907

Cheloni, G.; Cosio, C.; Slaveykova, V.I., 2014. Antagonistic and synergistic effects of light irradiation on the effects of copper on Chlamydomonas reinhardtii. *Aquatic Toxicology*, 155: 275-282. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2014.07.010

Commission européenne, 2011. Règlement d'exécution (UE) n°540/2011 de la Commission du 25 mai 2011 portant application du règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil, en ce qui concerne la liste des substances actives approuvées Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE. *OJ L 153, 11.6.2011, p. 1–186*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX:32011R0540

Commission européenne, 2018. Règlement d'exécution (UE) 2018/1981 de la Commission du 13 décembre 2018 renouvelant l'approbation des substances actives «composés de cuivre» comme substances dont on envisage la substitution, conformément au règlement (CE) n° 1107/2009 du Parlement européen et du Conseil concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques, et modifiant l'annexe du règlement d'exécution (UE) n° 540/2011 de la Commission (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE.). *OJ L 317, 14.12.2018, p. 16–20*. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/?uri=CELEX%3A32018R1981

Cote, J.; Bouetard, A.; Pronost, Y.; Besnard, A.L.; Coke, M.; Piquet, F.; Caquet, T.; Coutellec, M.A., 2015. Genetic variation of Lymnaea stagnalis tolerance to copper: A test of selection hypotheses and its relevance for ecological risk assessment. *Environmental Pollution*, 205: 209-217. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.05.040

Crouzet, O.; Bérard, A., 2017. Les microalgues et cyanobactéries édaphiques : écologie et rôles en bioindication. In: Bernard, C.; Mougin, C.; Pery, A., eds. *Ecotoxicologie des communautés et impacts sur les fonctions des écosystèmes*. ISTE éditions.

Dahlin, S.; Witter, E.; Martensson, A.; Turner, A.; Baath, E., 1997. Where's the limit? Changes in the microbiological properties of agricultural soils at low levels of metal contamination. *Soil Biology & Biochemistry*, 29 (9-10): 1405-1415. http://dx.doi.org/10.1016/s0038-0717(97)00048-5

Dautremepuits, C.; Paris-Palacios, S.; Betoulle, S.; Vernet, G., 2004. Modulation in hepatic and head kidney parameters of carp (Cyprinus carpio L.) induced by copper and chitosan. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 137 (4): 325-333. http://dx.doi.org/10.1016/j.cca.2004.03.005

De la Broise, D.; Palenik, B., 2007. Immersed in situ microcosms: A tool for the assessment of pollution impact on phytoplankton. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 341 (2): 274-281.

Demanou, J.; Sharma, S.; Dorfler, U.; Schroll, R.; Pritsch, K.; Njine, T.; Bausenwein, U.; Monkiedje, A.; Munch, J.C.; Schloter, M., 2006. Structural and functional diversity of soil microbial communities as a result of combined applications of copper and mefenoxam. *Soil Biology & Biochemistry*, 38 (8): 2381-2389. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.03.007

Droz, B.; Payraudeau, S.; Martin, J.A.R.; Toth, G.; Panagos, P.; Montanarella, L.; Borrelli, P.; Imfeld, G., 2021. Copper Content and Export in European Vineyard Soils Influenced by Climate and Soil Properties. *Environmental Science & Technology*, 55 (11): 7327-7334. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02093

Duarte, S.; Pascoal, C.; Alves, A.; Correia, A.; Cassio, F., 2008. Copper and zinc mixtures induce shifts in microbial communities and reduce leaf litter decomposition in streams. *Freshwater Biology*, 53 (1): 91-101. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2007.01869.x

Efsa Scientific Committee; Hardy, A.; Benford, D.; Halldorsson, T.; Jeger, M.J.; Knutsen, H.K.; More, S.; Naegeli, H.; Noteborn, H.; Ockleford, C.; Ricci, A.; Rychen, G.; Schlatter, J.R.; Silano, V.; Solecki, R.; Turck, D.; Younes, M.; Chaudhry, Q.; Cubadda, F.; Gott, D.; Oomen, A.; Weigel, S.; Karamitrou, M.; Schoonjans, R.; Mortensen, A., 2018. Guidance on risk assessment of the application of nanoscience and nanotechnologies in the food and feed chain: Part 1, human and animal health. *EFSA Journal*, 16 (7): 95. http://dx.doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5327

Eijsackers, H.; Beneke, P.; Maboeta, M.; Louw, J.P.E.; Reinecke, A.J., 2005. The implications of copper fungicide usage in vineyards for earthworm activity and resulting sustainable soil quality. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 62 (1): 99-111. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.02.017

El Azzi, D.; Viers, J.; Guiresse, M.; Probst, A.; Aubert, D.; Caparros, J.; Charles, F.; Guizien, K.; Probst, J.L., 2013. Origin and fate of copper in a small Mediterranean vineyard catchment: New insights from combined chemical extraction and delta Cu-65 isotopic composition. *Science of the Total Environment*, 463: 91-101. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.058

El Hadri, H.; Chery, P.; Jalabert, S.; Lee, A.; Potin-Gautier, M.; Lespes, G., 2012. Assessment of diffuse contamination of agricultural soil by copper in Aquitaine region by using French national databases. *Science of the Total Environment*, 441: 239-247. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.09.070

Fernandez, D.; Voss, K.; Bundschuh, M.; Zubrod, J.P.; Schafer, R.B., 2015. Effects of fungicides on decomposer communities and litter decomposition in vineyard streams. *Science of the Total Environment*, 533: 40-48. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.090

Fey, P.; Bustamante, P.; Bosserelle, P.; Espiau, B.; Malau, A.; Mercader, M.; Wafo, E.; Letourneur, Y., 2019. Does trophic level drive organic and metallic contamination in coral reef organisms? *Science of the Total Environment*, 667: 208-221. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.311

Flores Velez, L.M.; Ducaroir, J.; Jaunet, A.M.; Robert, M., 1996. Study of the distribution of copper in an acid sandy vineyard soil by three different methods. *European Journal of Soil Science*, 47 (4): 523-532. https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1996.tb01852.x

Genter, R.B.; Lehman, R.M., 2000. Metal toxicity inferred from algal population density, heterotrophic substrate use, and fatty acid profile in a small stream. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (4): 869-878. http://dx.doi.org/10.1002/etc.5620190413

Grosell, M.; Nielsen, C.; Bianchini, A., 2002. Sodium turnover rate determines sensitivity to acute copper and silver exposure in freshwater animals. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 133 (1-2): 287-303. http://dx.doi.org/10.1016/s1532-0456(02)00085-6

Guasch, H.; Navarro, E.; Serra, A.; Sabater, S., 2004. Phosphate limitation influences the sensitivity to copper in periphytic algae. *Freshwater Biology*, 49 (4): 463-473. http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2004.01196.x

Guimaraes-Soares, L.; Pascoal, C.; Cassio, F., 2007. Effects of heavy metals on the production of thiol compounds by the aquatic fungi Fontanospora fusiramosa and Flagellospora curta. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66 (1): 36-43. http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2005.10.005

Imfeld, G.; Duplay, J.; Payraudeau, S., 2021. Comment on 'Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards' by Karimi et al. (2021). *Environmental Chemistry Letters*, 19 (5): 3525-3527. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-021-01259-y

Imfeld, G.; Meite, F.; Wiegert, C.; Guyot, B.; Masbou, J.; Payraudeau, S., 2020. Do rainfall characteristics affect the export of copper, zinc and synthetic pesticides in surface runoff from headwater catchments? *Science of the Total Environment*, 741. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140437

Jacobson, A.R.; Dousset, S.; Guichard, N.; Baveye, P.; Andreux, F., 2005. Diuron mobility through vineyard soils contaminated with copper. *Environmental Pollution*, 138 (2): 250-259. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.04.004

Joachim, S.; Roussel, H.; Bonzom, J.M.; Thybaud, E.; Mebane, C.A.; Van den Brink, P.; Gauthier, L., 2017. A long-term copper exposure in a freshwater ecosystem using lotic mesocosms: invertebrate community responses. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 36 (10): 2698-2714. http://dx.doi.org/10.1002/etc.3822

Joimel, S.; Cortet, J.; Consales, J.N.; Branchu, P.; Haudin, C.S.; Morel, J.L.; Schwartz, C., 2021. Contribution of chemical inputs on the trace elements concentrations of surface soils in urban allotment gardens. *Journal of Soils and Sediments*, 21 (1): 328-337. https://doi.org/10.1007/s11368-020-02784-z

Karimi, B.; Masson, V.; Guilland, C.; Leroy, E.; Pellegrinelli, S.; Giboulot, E.; Maron, P.A.; Ranjard, L., 2021. Ecotoxicity of copper input and accumulation for soil biodiversity in vineyards. *Environmental Chemistry Letters*, 19 (3): 2013-2030. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-020-01155-x

Kibuye, F.A.; Zamyadi, A.; Wert, E.C., 2021. A critical review on operation and performance of source water control strategies for cyanobacterial blooms: Part I-chemical control methods. *Harmful Algae*, 109: 24. http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2021.102099

Kiss, K.; Ács, É.; Barkács, K.; Borics, G.; Böddi, B.; Ector, L.; Solymos, G.; Szabó, K.; Varg, a.A.; Varga, I., 2002. Qualitative short-term effects of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). *Archiv für Hydrobiologie - Supplement*, 141: 47-72.

Komarek, M.; Cadkova, E.; Chrastny, V.; Bordas, F.; Bollinger, J.C., 2010. Contamination of vineyard soils with fungicides: A review of environmental and toxicological aspects. *Environment International*, 36 (1): 138-151. https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.10.005

Kumari, B.; Kumar, V.; Sinha, A.K.; Ahsan, J.; Ghosh, A.K.; Wang, H.P.; DeBoeck, G., 2017. Toxicology of arsenic in fish and aquatic systems. *Environmental Chemistry Letters*, 15 (1): 43-64. http://dx.doi.org/10.1007/s10311-016-0588-9

Kuzyakhmetov, G.G., 1998. Algological evaluation of the toxicity of copper compounds in gray forest soil and leached chernozem. *Eurasian Soil Science*, 31 (8): 877-882.

Lambert, A.S.; Dabrin, A.; Morin, S.; Gahou, J.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Pesce, S., 2016. Temperature modulates phototrophic periphyton response to chronic copper exposure. *Environmental Pollution*, 208: 821-829. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2015.11.004

Lambert, A.S.; Morin, S.; Artigas, J.; Volat, B.; Coquery, M.; Neyra, M.; Pesce, S., 2012. Structural and functional recovery of microbial biofilms after a decrease in copper exposure: Influence of the presence of pristine communities. *Aquatic Toxicology*, 109: 118-126. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2011.12.006

Lamichhane, J.R.; Osdaghi, E.; Behlau, F.; Kohl, J.; Jones, J.B.; Aubertot, J.N., 2018. Thirteen decades of antimicrobial copper compounds applied in agriculture. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38 (3): 18. http://dx.doi.org/10.1007/s13593-018-0503-9

Larras, F.; Rimet, F.; Gregorio, V.; Berard, A.; Leboulanger, C.; Montuelle, B.; Bouchez, A., 2016. Pollution-induced community tolerance (PICT) as a tool for monitoring Lake Geneva long-term in situ ecotoxic restoration from herbicide contamination. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4301-4311. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-015-5302-0

Lavoie, I.; Lavoie, M.; Fortin, C., 2012. A mine of information: Benthic algal communities as biomonitors of metal contamination from abandoned tailings. *Science of the Total Environment*, 425: 231-241. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.02.057

Le Jeune, A.H.; Charpin, M.; Sargos, D.; Lenain, J.F.; Deluchat, V.; Ngayila, N.; Baudu, M.; Amblard, C., 2007. Planktonic microbial community responses to added copper. *Aquatic Toxicology*, 83 (3): 223-237. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2007.04.007

Levy, J.L.; Stauber, J.L.; Wakelin, S.A.; Jolley, D.F., 2009. The effect of bacteria on the sensitivity of microalgae to copper in laboratory bioassays. *Chemosphere*, 74 (9): 1266-1274. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.049

Loria, A.; Cristescu, M.E.; Gonzalez, A., 2022. Genotype diversity promotes the persistence of Daphnia populations exposed to severe copper stress. *Journal of Evolutionary Biology*, 35 (2): 265-277. http://dx.doi.org/10.1111/jeb.13979

Ma, W.C.W., 2005. Critical body residues (CBRs) for ecotoxicological soil quality assessment: copper in earthworms. *Soil Biology & Biochemistry*, 37 (3): 561-568. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.09.002

Mackie, K.A.; Muller, T.; Kandeler, E., 2012. Remediation of copper in vineyards - A mini review. *Environmental Pollution*, 167: 16-26. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2012.03.023

Maes, V.; Betoulle, S.; Jaffal, A.; Dedourge-Geffard, O.; Delahaut, L.; Geffard, A.; Palluel, O.; Sanchez, W.; Paris-Palacios, S.; Vettier, A.; David, E., 2016. Juvenile roach (Rutilus rutilus) increase their anaerobic metabolism in response to copper exposure in laboratory conditions. *Ecotoxicology*, 25 (5): 900-913. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-016-1648-4

Mahamoud-Ahmed, A.; Lyautey, E.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Pesce, S., 2018. Environmental Concentrations of Copper, Alone or in Mixture With Arsenic, Can Impact River Sediment Microbial Community Structure and Functions. *Frontiers in Microbiology*, 9: 13. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01852

Mahamoud-Ahmed, A.; Tardy, V.; Bonnineau, C.; Billard, P.; Pesce, S.; Lyautey, E., 2020. Changes in sediment microbial diversity following chronic copper-exposure induce community copper-tolerance without increasing sensitivity to arsenic. *Journal of Hazardous Materials*, 391: 12. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.122197

Maraldo, K.; Christensen, B.; Strandberg, B.; Holmstrup, M., 2006. Effects of copper on enchytraeids in the field under differing soil moisture regimes. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25 (2): 604-612. http://dx.doi.org/10.1897/05-076r.1

Martinez, J.G.; Paran, G.P.; Rizon, R.; De Meester, N.; Moens, T., 2016. Copper effects on soil nematodes and their possible impact on leaf litter decomposition: A microcosm approach. *European Journal of Soil Biology*, 73: 1-7. http://dx.doi.org/10.1016/j.ejsobi.2015.12.004

Masmoudi, S.; Nguyen-Deroche, N.; Caruso, A.; Ayadi, H.; Morant-Manceau, A.; Tremblin, G.; Bertrand, M.; Schoefs, B., 2013. Cadmium, copper, sodium and zinc effects on diatoms: from heaven to hell - A review. *Cryptogamie Algologie*, 34 (2): 185-225. http://dx.doi.org/10.7872/crya.v34.iss2.2013.185

Massieux, B.; Boivin, M.E.Y.; van den Ende, F.P.; Langenskiold, J.; Marvan, P.; Barranguet, C.; Admiraal, W.; Laanbroek, H.J.; Zwart, G., 2004. Analysis of structural and physiological profiles to assess the effects of Cu on biofilm microbial communities. *Applied and Environmental Microbiology*, 70 (8): 4512-4521. http://dx.doi.org/10.1128/aem.70.8.4512-4521.2004

Mensens, C.; De Laender, F.; Janssen, C.R.; Rivera, F.C.; Sabbe, K.; De Troch, M., 2018. Selective and context-dependent effects of chemical stress across trophic levels at the basis of marine food webs. *Ecological Applications*, 28 (5): 1342-1353. http://dx.doi.org/10.1002/eap.1737

Michaud, A.M.; Bravin, M.N.; Galleguillos, M.; Hinsinger, P., 2007. Copper uptake and phytotoxicity as assessed in situ for durum wheat (Triticum turgidum durum L.) cultivated in Cu-contaminated, former vineyard soils. *Plant and Soil*, 298 (1-2): 99-111. https://doi.org/10.1007/s11104-007-9343-0

Mir, A.R.; Pichtel, J.; Hayat, S., 2021. Copper: uptake, toxicity and tolerance in plants and management of Cu-contaminated soil. *Biometals*, 34 (4): 737-759. http://dx.doi.org/10.1007/s10534-021-00306-z

Monkiedje, A.; Spiteller, M.; Maniepi, S.J.N.; Sukul, P., 2007. Influence of metalaxyl- and mefenoxam-based fungicides on chemical and biochemical attributes of soil quality under field conditions in a southern humid forest zone of Cameroon. *Soil Biology & Biochemistry*, 39 (4): 836-842. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.10.002

Montuelle, B.; Dorigo, U.; Berard, A.; Volat, B.; Bouchez, A.; Tlili, A.; Gouy, V.; Pesce, S., 2010. The periphyton as a multimetric bioindicator for assessing the impact of land use on rivers: an overview of the ArdiSres-Morcille experimental watershed (France). *Hydrobiologia*, 657 (1): 123-141. http://dx.doi.org/10.1007/s10750-010-0105-2

Morin, S.; Lambert, A.S.; Rodriguez, E.P.; Dabrin, A.; Coquery, M.; Pesce, S., 2017. Changes in copper toxicity towards diatom communities with experimental warming. *Journal of Hazardous Materials*, 334: 223-232. http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.04.016

Morin, S.; Pesce, S.; Kim-Tiam, S.; Libert, X.; Coquery, M.; Mazzella, N., 2012. Use of polar organic chemical integrative samplers to assess the effects of chronic pesticide exposure on biofilms. *Ecotoxicology*, 21 (5): 1570-1580. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-0910-7

Muratet, A.; Fontaine, B., 2015. Contrasting impacts of pesticides on butterflies and bumblebees in private gardens in France. *Biological Conservation*, 182: 148-154. http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2014.11.045

Murdock, J.N.; Shields, F.D.; Lizotte, R.E., 2013. Periphyton responses to nutrient and atrazine mixtures introduced through agricultural runoff. *Ecotoxicology*, 22 (2): 215-230. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-012-1018-9

Nakanishi, Y.; Sumita, M.; Yumita, K.; Yamada, T.; Honjo, T., 2004. Heavy-metal pollution and its state in algae in Kakehashi River and Godani River at the foot of Ogoya mine, ishikawa prefecture. *Analytical Sciences*, 20 (1): 73-78. http://dx.doi.org/10.2116/analsci.20.73

Navarro, E.; Guasch, H.; Sabater, S., 2002. Use of microbenthic algal communities in ecotoxicological tests for the assessment of water quality: the Ter river case study. *Journal of Applied Phycology*, 14 (1): 41-48. http://dx.doi.org/10.1023/a:1015242301451

Oukarroum, A.; Perreault, F.; Popovic, R., 2012. Interactive effects of temperature and copper on photosystem II photochemistry in Chlorella vulgaris. *Journal of Photochemistry and Photobiology B-Biology*, 110: 9-14. http://dx.doi.org/10.1016/j.jphotobiol.2012.02.003

Paoletti, M.G.; Sommaggio, D.; Favretto, M.R.; Petruzzelli, G.; Pezzarossa, B.; Barbafieri, M., 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology*, 10 (1-2): 137-150. http://dx.doi.org/10.1016/s0929-1393(98)00036-5

Parada, J.; Rubilar, O.; Sousa, D.Z.; Martinez, M.; Fernandez-Baldo, M.A.; Tortella, G.R., 2019. Short term changes in the abundance of nitrifying microorganisms in a soil-plant system simultaneously exposed to copper nanoparticles and atrazine. *Science of the Total Environment*, 670: 1068-1074. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.221

Parlement européen, 2009. Règlement (CE) n°1107/2009 du Parlement européen et du Conseil du 21 octobre 2009 concernant la mise sur le marché des produits phytopharmaceutiques et abrogeant les directives 79/117/CEE et 91/414/CEE du Conseil. *JO L 309, 24.11.2009, p. 1–50* https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/TXT/?uri=CELEX:32009R1107

Pelosi, C.; Bertrand, C.; Daniele, G.; Coeurdassier, M.; Benoit, P.; Nelieu, S.; Lafay, F.; Bretagnolle, V.; Gaba, S.; Vulliet, E.; Fritsch, C., 2021. Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture Ecosystems & Environment*, 305: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2020.107167

Pesce, S.; Campiche, S.; Casado-Martinez, C.; Ahmed, A.M.; Bonnineau, C.; Dabrin, A.; Lyautey, E.; Ferrari, B.J.D., 2020. Towards simple tools to assess functional effects of contaminants on natural microbial and invertebrate sediment communities. *Environmental Science and Pollution Research*, 27 (6): 6680-6689. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-019-07331-z

Pesce, S.; Lambert, A.S.; Morin, S.; Foulquier, A.; Coquery, M.; Dabrin, A., 2018. Experimental Warming Differentially Influences the Vulnerability of Phototrophic and Heterotrophic Periphytic Communities to Copper Toxicity. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01424

Petit, J.C.J.; Schafer, J.; Coynel, A.; Blanc, G.; Deycard, V.N.; Derriennic, H.; Lanceleur, L.; Dutruch, L.; Bossy, C.; Mattielli, N., 2013. Anthropogenic sources and biogeochemical reactivity of particulate and dissolved Cu isotopes in the turbidity gradient of the Garonne River (France). *Chemical Geology*, 359: 125-135. https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.09.019

Rabiet, M.; Coquery, M.; Carluer, N.; Gahou, J.; Gouy, V., 2015. Transfer of metal(loid)s in a small vineyard catchment: contribution of dissolved and particulate fractions in river for contrasted hydrological conditions. *Environmental Science and Pollution Research*, 22 (23): 19224-19239. https://doi.org/10.1007/s11356-015-5079-1

Roubeix, V.; Pesce, S.; Mazzella, N.; Coste, M.; Delmas, F., 2012. Variations in periphytic diatom tolerance to agricultural pesticides in a contaminated river: An analysis at different diversity levels. *Fresenius Environmental Bulletin*, 21 (8): 2090-2094.

Roussel, H.; Chauvet, E.; Bonzom, J.M., 2008. Alteration of leaf decomposition in copper-contaminated freshwater mesocosms. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27 (3): 637-644. http://dx.doi.org/10.1897/07-168.1

Saby, N.P.A.; Marchant, B.P.; Lark, R.M.; Jolivet, C.C.; Arrouays, D., 2011. Robust geostatistical prediction of trace elements across France. *Geoderma*, 162 (3-4): 303-311. https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2011.03.001

Saby, N.P.A.; Thioulouse, J.; Jolivet, C.C.; Ratie, C.; Boulonne, L.; Bispo, A.; Arrouays, D., 2009. Multivariate analysis of the spatial patterns of 8 trace elements using the French soil monitoring network data. *Science of the Total Environment*, 407 (21): 5644-5652. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.07.002

Schoffer, J.T.; Sauve, S.; Neaman, A.; Ginocchio, R., 2020. Role of Leaf Litter on the Incorporation of Copper-Containing Pesticides into Soils Under Fruit Production: a Review. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 20 (3): 990-1000. http://dx.doi.org/10.1007/s42729-020-00186-1

Serra, A.; Corcoll, N.; Guasch, H., 2009. Copper accumulation and toxicity in fluvial periphyton: The influence of exposure history. *Chemosphere*, 74 (5): 633-641. http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.10.036

Serra, A.; Guasch, H., 2009. Effects of chronic copper exposure on fluvial systems: Linking structural and physiological changes of fluvial biofilms with the in-stream copper retention. *Science of the Total Environment*, 407 (19): 5274-5282. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.06.008

Serra, A.; Guasch, H.; Admiraal, W.; Van der Geest, H.G.; Van Beusekom, S.A.M., 2010. Influence of phosphorus on copper sensitivity of fluvial periphyton: the role of chemical, physiological and community-related factors. *Ecotoxicology*, 19 (4): 770-780. http://dx.doi.org/10.1007/s10646-009-0454-7

Sharaff, M.; Archana, G., 2015. Assessment of microbial communities in mung bean (Vigna radiata) rhizosphere upon exposure to phytotoxic levels of Copper. *Journal of Basic Microbiology*, 55 (11): 1299-1307. http://dx.doi.org/10.1002/jobm.201400927

Simonin, M.; Colman, B.P.; Tang, W.Y.; Judy, J.D.; Andersono, S.M.; Bergemanno, C.M.; Rocca, J.D.; Unrine, J.M.; Cassar, N.; Bernhardt, E.S., 2018. Plant and Microbial Responses to Repeated Cu(OH)2 Nanopesticide Exposures Under Different Fertilization Levels in an Agro-Ecosystem. *Frontiers in Microbiology*, 9: 14. http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2018.01769

Soares, F.B.; Monteiro, A.C.; Barbosa, J.C.; Mochi, D.A., 2017. Population density of Beauveria bassiana in soil under the action of fungicides and native microbial populations. *Acta Scientiarum-Agronomy*, 39 (4): 465-474. http://dx.doi.org/10.4025/actasciagron.v39i4.32816

Sridhar, K.R.; Krauss, G.; Barlocher, F.; Raviraja, N.S.; Wennrich, R.; Baumbach, R.; Krauss, G.J., 2001. Decomposition of alder leaves in two heavy metal-polluted streams in central Germany. *Aquatic Microbial Ecology*, 26 (1): 73-80. http://dx.doi.og/10.3354/ame026073

Stachowski-Haberkorn, S.; Guesdon, S.; Béchemin, C.; Chiffoleau, J.-F.; Brach-Papa, C.; Soudant, P.; Beker, B.; Jadas-Hécart, A., 2014. *TOPHYPAC. Tolérance des communautés phytoplanctoniques aux phytosanitaires dans le panache de la Charente. Programme Évaluation et réduction des risques liés à l'utilisation des Pesticides*, 57.

Tian, R.M.; Wang, Y.; Bougouffa, S.; Gao, Z.M.; Cai, L.; Zhang, W.P.; Bajic, V.; Qian, P.Y., 2014. Effect of Copper Treatment on the Composition and Function of the Bacterial Community in the Sponge Haliclona cymaeformis. *Mbio*, 5 (6): 9. http://dx.doi.org/10.1128/mBio.01980-14

Tlili, A.; Berard, A.; Roulier, J.L.; Volat, B.; Montuelle, B., 2010. PO43- dependence of the tolerance of autotrophic and heterotrophic biofilm communities to copper and diuron. *Aquatic Toxicology*, 98 (2): 165-177. http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.02.008

van der Perk, M.; Jetten, V.G., 2006. The use of a simple sediment budget model to estimate long-term contaminant export from small catchments. *Geomorphology*, 79 (1-2): 3-12. https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2005.09.010

Van Zwieten, L.; Rust, J.; Kingston, T.; Merrington, G.; Morris, S., 2004. Influence of copper fungicide residues on occurrence of earthworms in avocado orchard soils. *Science of the Total Environment*, 329 (1-3): 29-41. http://dx;doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.02.014

Vazquez-Blanco, R.; Arias-Estevez, M.; Baath, E.; Fernandez-Calvino, D., 2020. Comparison of Cu salts and commercial Cu based fungicides on toxicity towards microorganisms in soil. *Environmental Pollution*, 257: 8. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113585

Viols, L., 2019. Caractérisation et évolution de la contamination chimique des sédiments des lagunes méditerranéennes françaises de 1996 à 2017. Rapport M2 Sciences de l'Eau UM, Spécialité Contaminant Eau Santé, 44.

Wakelin, S.; Gerard, E.; Black, A.; Hamonts, K.; Condron, L.; Yuan, T.; van Nostrand, J.; Zhou, J.Z.; O'Callaghan, M., 2014. Mechanisms of pollution induced community tolerance in a soil microbial community exposed to Cu. *Environmental Pollution*, 190: 1-9. http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.008

Wang, Q.Y.; Zhou, D.M.; Cang, L., 2009. Microbial and enzyme properties of apple orchard soil as affected by long-term application of copper fungicide. *Soil Biology & Biochemistry*, 41 (7): 1504-1509. http://dx.doi.org/10.1016/j.soilbio.2009.04.010

Wightwick, A.M.; Reichman, S.M.; Menzies, N.W.; Allinson, G., 2013a. The Effects of Copper Hydroxide, Captan and Trifloxystrobin Fungicides on Soil Phosphomonoesterase and Urease Activity. *Water Air and Soil Pollution*, 224 (12): 9. http://dx.doi.org/10.1007/s11270-013-1703-1

Wightwick, A.M.; Salzman, S.A.; Reichman, S.M.; Allinson, G.; Menzies, N.W., 2013b. Effects of copper fungicide residues on the microbial function of vineyard soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (3): 1574-1585. http://dx.doi.org/10.1007/s11356-012-1114-7

Zancan, S.; Trevisan, R.; Paoletti, M.G., 2006. Soil algae composition under different agro-ecosystems in North-Eastern Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 112 (1): 1-12. http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2005.06.018

Zeb, A.; Li, S.; Wu, J.N.; Lian, J.P.; Liu, W.T.; Sun, Y.B., 2020. Insights into the mechanisms underlying the remediation potential o earthworms in contaminated soil: A critical review of research progress and prospects. *Science of the Total Environment*, 740: 16. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140145

Zhang, C.; Xie, L.P.; Huang, J.; Chen, L.; Zhang, R.Q., 2006. A novel putative tyrosinase involved in periostracum formation from the pearl oyster (Pinctada fucata). *Biochemical and Biophysical Research Communications*, 342 (2): 632-639. http://dx.doi.org/10.1016/j.bbrc.2006.01.182

Zhang, X.M.; Fu, G.X.; Xing, S.P.; Fu, W.; Liu, X.Y.; Wu, H.; Zhou, X.; Ma, Y.B.; Zhang, X.; Chen, B.D., 2022. Structure and diversity of fungal communities in long-term copper-contaminated agricultural soil. *Science of the Total Environment*, 806: 13. http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151302

Zhong, X.Q.; Joimel, S.; Schwartz, C.; Sterckeman, T., 2021. Assessing the future trends of soil trace metal contents in French urban gardens. *Environmental Science and Pollution Research*: 18. https://doi.org/10.1007/s11356-021-15679-4

Centre-siège Paris-Antony
Direction de l'expertise scientifique collective,
de la prospective et des études
147 rue de l'Université – 75338 Paris cedex 07
Tél. +33 1 (0)1 42 75 94 33

Rejoignez-nous sur :
Inrae.fr/collaborer/expertise-appui-aux-politiques-publiques

Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement

IFREMER
1625 route de Sainte-Anne - CS 10070
29280 Plouzané
Tél. +33 1 (0)2 98 22 40 40

Rejoignez-nous sur :
https://wwz.ifremer.fr/Expertise

Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer

RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Liberté
Égalité
Fraternité

INRAE

Ifremer